



**Organisation
mondiale de la Santé**

DIRECTIVES DE QUALITÉ POUR L'EAU DE BOISSON

QUATRIÈME ÉDITION

INTÉGRANT LE PREMIER ADDITIF

Directives de qualité pour l'eau de boisson : 4^e éd. intégrant le premier additif [Guidelines for drinking-water quality: 4th ed. incorporating first addendum]

ISBN 978-92-4-254995-9

© Organisation mondiale de la Santé 2017

Certains droits réservés. La présente publication est disponible sous la licence Creative Commons Attribution – Pas d'utilisation commerciale – Partage dans les mêmes conditions 3.0 IGO (CC BY-NC-SA 3.0 IGO ; <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/igo>).

Aux termes de cette licence, vous pouvez copier, distribuer et adapter l'œuvre à des fins non commerciales, pour autant que l'œuvre soit citée de manière appropriée, comme il est indiqué ci-dessous. Dans l'utilisation qui sera faite de l'œuvre, quelle qu'elle soit, il ne devra pas être suggéré que l'OMS approuve une organisation, des produits ou des services particuliers. L'utilisation de l'emblème de l'OMS est interdite. Si vous adaptez cette œuvre, vous êtes tenu de diffuser toute nouvelle œuvre sous la même licence Creative Commons ou sous une licence équivalente. Si vous traduisez cette œuvre, il vous est demandé d'ajouter la clause de non responsabilité suivante à la citation suggérée : « La présente traduction n'a pas été établie par l'Organisation mondiale de la Santé (OMS). L'OMS ne saurait être tenue pour responsable du contenu ou de l'exactitude de la présente traduction. L'édition originale anglaise est l'édition authentique qui fait foi ».

Toute médiation relative à un différend survenu dans le cadre de la licence sera menée conformément au Règlement de médiation de l'Organisation mondiale de la propriété intellectuelle.

Citation suggérée. Directives de qualité pour l'eau de boisson : 4^e éd. intégrant le premier additif [Guidelines for drinking-water quality: 4th ed. incorporating first addendum]. Genève : Organisation mondiale de la Santé ; 2017. Licence : CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

Catalogage à la source. Disponible à l'adresse <http://apps.who.int/iris>.

Ventes, droits et licences. Pour acheter les publications de l'OMS, voir <http://apps.who.int/bookorders>. Pour soumettre une demande en vue d'un usage commercial ou une demande concernant les droits et licences, voir <http://www.who.int/about/licensing>.

Matériel attribué à des tiers. Si vous souhaitez réutiliser du matériel figurant dans la présente œuvre qui est attribué à un tiers, tel que des tableaux, figures ou images, il vous appartient de déterminer si une permission doit être obtenue pour un tel usage et d'obtenir cette permission du titulaire du droit d'auteur. L'utilisateur s'expose seul au risque de plaintes résultant d'une infraction au droit d'auteur dont est titulaire un tiers sur un élément de la présente œuvre.

Clause générale de non responsabilité. Les appellations employées dans la présente publication et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part de l'OMS aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. Les traits discontinus formés d'une succession de points ou de tirets sur les cartes représentent des frontières approximatives dont le tracé peut ne pas avoir fait l'objet d'un accord définitif.

La mention de firmes et de produits commerciaux ne signifie pas que ces firmes et ces produits commerciaux sont agréés ou recommandés par l'OMS, de préférence à d'autres de nature analogue. Sauf erreur ou omission, une majuscule initiale indique qu'il s'agit d'un nom déposé.

L'Organisation mondiale de la Santé a pris toutes les précautions raisonnables pour vérifier les informations contenues dans la présente publication. Toutefois, le matériel publié est diffusé sans aucune garantie, expresse ou implicite. La responsabilité de l'interprétation et de l'utilisation dudit matériel incombe au lecteur. En aucun cas, l'OMS ne saurait être tenue responsable des préjudices subis du fait de son utilisation.

Table des matières

Préface.....	xviii
Remerciements.....	xxi
Abréviations utilisées dans le texte.....	xxiii
1. Introduction	1
1.1 Généralités et principes	1
1.1.1 Cadre destiné à garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson.....	3
1.1.2 Aspects microbiologiques.....	4
1.1.3 Désinfection.....	5
1.1.4 Aspects chimiques.....	6
1.1.5 Aspects radiologiques.....	7
1.1.6 Aspects relatifs à l'acceptabilité : goût, odeur et aspect	7
1.2 Rôles et responsabilités dans la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau de boisson	8
1.2.1 Surveillance et contrôle de la qualité.....	8
1.2.2 Autorités de santé publique.....	9
1.2.3 Autorités locales.....	11
1.2.4 Gestion des ressources en eau.....	12
1.2.5 Services d'approvisionnement en eau de boisson	13
1.2.6 Réseaux gérés par une communauté.....	13
1.2.7 Vendeurs d'eau	14
1.2.8 Consommateurs individuels.....	15
1.2.9 Organismes de certification	15
1.2.10 Plomberie.....	16
1.3 Documents d'appui des Directives.....	17
1.3.1 Documents publiés	17
1.3.2 Réseaux de renforcement des capacités.....	17
2. Cadre conceptuel pour la mise en œuvre des Directives	18
2.1. Objectifs sanitaires	19
2.2 Plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau.....	20
2.2.1 Évaluation et conception des réseaux.....	21
2.2.2 Surveillance opérationnelle.....	21
2.2.3 Plans de gestion, documentation et communication.....	22
2.3 Surveillance.....	23

2.4	Vérification de la qualité de l'eau de boisson	24
2.4.1	Qualité microbienne de l'eau	24
2.4.2	Qualité chimique de l'eau	25
2.5	Identification des préoccupations prioritaires	25
2.5.1	Évaluation de la qualité de l'eau de boisson	27
2.5.2	Évaluation des priorités dans le domaine microbien	27
2.5.3	Évaluation des priorités dans le domaine chimique	27
2.6	Définition de normes de qualité de l'eau de boisson	28
2.6.1	Adaptation des valeurs guides aux normes locales pertinentes.....	29
2.6.2	Examen et révision périodiques des normes	29
2.7	Réglementations relatives à l'eau de boisson et politiques et programmes d'appui.....	30
2.7.1	Réglementations.....	30
2.7.2	Politiques et programmes d'appui.....	31
3.	Objectifs sanitaires.....	32
3.1	Définition des objectifs sanitaires	33
3.2	Années de vie corrigées de l'incapacité, charge de morbidité tolérable et niveau de risque de référence	34
3.3	Types d'objectifs sanitaires	37
3.3.1	Objectifs en matière de résultats sanitaires.....	40
3.3.2	Objectifs en matière de qualité de l'eau.....	40
3.3.3	Objectifs en matière de performance.....	41
3.3.4	Objectifs en matière de technologies spécifiées.....	42
4.	Plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau.....	43
4.1	Évaluation et conception du réseau	47
4.1.1	Nouveaux réseaux	48
4.1.2	Collecte et évaluation des données disponibles	49
4.1.3	Protection des ressources et des sources.....	51
4.1.4	Traitement.....	53
4.1.5	Réseaux de distribution canalisés.....	54
4.1.6	Approvisionnements communautaires ou domestiques non canalisés	56
4.1.7	Validation	57
4.1.8	Modernisation et amélioration	58
4.2	Surveillance opérationnelle et maintien de mesures de maîtrise des risques.....	59
4.2.1	Définition des mesures de maîtrise des risques.....	59
4.2.2	Choix des paramètres de surveillance opérationnelle.....	59
4.2.3	Établissement de limites opérationnelles et critiques	61

4.2.4 Approvisionnements communautaires et domestiques non canalisés	62
4.3 Vérification	62
4.3.1 Vérification de la qualité microbienne	63
4.3.2 Vérification de la qualité chimique	64
4.3.3 Eaux de source	65
4.3.4 Réseaux de distribution canalisés.....	65
4.3.5 Approvisionnements gérés par des communautés.....	65
4.3.6 Assurance et contrôle de la qualité.....	66
4.3.7 Plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau.....	67
4.4 Méthodes de gestion des réseaux de distribution canalisés	67
4.4.1 Incidents prévisibles (« déviations »)	69
4.4.2 Événements imprévus.....	69
4.4.3 Situations de crise	69
4.4.4 Préparation d'un plan de surveillance	70
4.4.5 Programmes d'appui.....	70
4.5 Gestion des approvisionnements communautaires et domestiques	72
4.6 Documentation et communication.....	73
4.7 Examen planifié	74
4.7.1 Examen périodique.....	74
4.7.2 Examen post-incident.....	74
5. Surveillance	75
5.1 Types d'approches	76
5.1.1 Audit.....	76
5.1.2 Évaluation directe.....	78
5.2 Adaptation des approches à des circonstances spécifiques	78
5.2.1 Zones urbaines des pays en développement	78
5.2.2 Approvisionnements communautaires en eau de boisson.....	79
5.2.3 Systèmes de traitement et de stockage à domicile.....	80
5.3 Adéquation de l'approvisionnement.....	80
5.3.1 Quantité (niveau de service)	80
5.3.2 Accessibilité.....	82
5.3.3 Accessibilité économique	83
5.3.4 Continuité	83
5.4 Planification et mise en œuvre	84
5.5 Notification et communication.....	86

5.5.1	Interaction avec la communauté et les consommateurs	87
5.5.2	Utilisation au niveau régional des données.....	87
6.	Application des Directives dans des circonstances spécifiques	90
6.1	Changement climatique, rareté de l'eau et fortes précipitations	90
6.2	Collecte d'eau de pluie	91
6.3	Eau vendue.....	92
6.4	Approvisionnement de l'eau en vrac	94
6.5	Systèmes de dessalement.....	94
6.6	Réseaux de distribution d'eau à double canalisation	96
6.7	Situations d'urgence et catastrophes	96
6.8	Approvisionnements temporaires en eau	99
6.9	Bâtiments	100
6.10	Établissements de santé	103
6.11	Eau de boisson sans risque sanitaire pour les voyageurs	104
6.12	Aéronefs et aéroports.....	108
6.13	Navires	109
6.14	Eau de boisson conditionnée	110
6.15	Production et transformation des aliments	112
7.	Aspects microbiologiques.....	113
7.1	Dangers microbiens associés à l'eau de boisson	114
7.1.1	Infections transmises par l'eau.....	114
7.1.2	Thèmes émergents.....	121
7.1.3	Persistance et croissance dans l'eau	122
7.1.4	Aspects de santé publique.....	122
7.2	Établissement d'objectifs sanitaires	123
7.2.1	Objectifs sanitaires appliqués aux dangers microbiens	123
7.2.2	Agents pathogènes de référence.....	124
7.2.3	Évaluation quantitative des risques microbiens	126
7.2.4	Établissement des objectifs de performance fondés sur le risque.....	131
7.2.5	Présentation des résultats de l'établissement d'objectifs de performance	133
7.2.6	Adaptation aux circonstances locales de l'établissement d'objectifs de performance fondés sur le risque.....	133
7.2.7	Objectifs liés à des résultats sanitaires.....	135
7.3	Présence et traitement des agents pathogènes.....	135
7.3.1	Présence.....	135
7.3.2	Traitement.....	137

7.4	Suivi microbiologique	147
7.5	Méthodes de détection des organismes indicateurs de contamination fécale	150
7.6	Identification des mesures locales en réponse à des problèmes et des situations d'urgence concernant la qualité microbienne de l'eau.....	151
	7.6.1 Recommandations de faire bouillir l'eau.....	152
	7.6.2 Mesures correctives après un incident.....	154
8	Aspects chimiques	155
8.1	Dangers chimiques pour l'eau de boisson	156
8.2	Détermination des valeurs guides et des valeurs reposant sur des arguments sanitaires pour les produits chimiques	158
	8.2.1 Approches suivies	159
	8.2.2 Produits chimiques à seuil	160
	8.2.3 Produits chimiques sans seuil	165
	8.2.4 Qualité des données.....	165
	8.2.5 Valeurs guides provisoires.....	166
	8.2.6 Produits chimiques affectant l'acceptabilité	167
	8.2.7 Produits chimiques non inclus dans les Directives.....	167
	8.2.8 Mélanges.....	167
	8.2.9 Adaptation des valeurs guides aux circonstances locales	168
8.3	Faisabilité analytique.....	168
8.4	Traitement	170
	8.4.1 Performance des traitements	170
	8.4.2 Mesures destinées à limiter les sous-produits de désinfection par la maîtrise du procédé.....	172
	8.4.3 Traitement pour limiter la corrosion.....	174
	8.4.4 Traitement domestique	175
8.5	Valeurs guides pour différents produits chimiques, par catégorie de source.....	176
	8.5.1 Produits chimiques naturels	176
	8.5.2 Produits chimiques issus de sources industrielles et de zones d'habitation humaine	178
	8.5.3 Produits chimiques issus d'activités agricoles	180
	8.5.4 Produits chimiques utilisés dans le traitement de l'eau ou provenant de matériaux en contact avec l'eau de boisson	184
	8.5.5 Produits chimiques représentant une préoccupation émergente.....	189
8.6	Pesticides utilisés dans l'eau pour des raisons sanitaires	190
8.7	Identification de mesures locales en réponse à des problèmes de qualité chimique de l'eau et à des situations d'urgence	193
	8.7.1 Évènements déclencheurs d'une action	194

8.7.2	Étude de la situation	195
8.7.3	Communication avec les personnes concernées.....	195
8.7.4	Information du public.....	195
8.7.5	Évaluation de l'importance pour la santé publique et les individus	195
8.7.6	Détermination de l'action appropriée	199
8.7.7	Acceptabilité par les consommateurs	199
8.7.8	Prendre des mesures correctives, éviter la récurrence et mettre à jour le plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau	200
8.7.9	Mélanges.....	200
8.7.10	Recommandations d'éviter de consommer l'eau	200
9.	Aspects radiologiques.....	203
9.1	Sources et effets sanitaires de l'exposition aux radiations	204
9.1.1	Exposition aux radiations par ingestion d'eau de boisson	206
9.1.2	Effets sanitaires induits par les radiations via l'eau de boisson	206
9.2	Justification des niveaux de dépistage et des niveaux recommandés.....	207
9.3	Suivi et évaluation des radionucléides dissous	208
9.3.1	Dépistage d'approvisionnements en eau de boisson	209
9.3.2	Stratégie pour l'évaluation de l'eau de boisson en cas de dépassement des niveaux de dépistage	210
9.3.3	Stratégie pour l'évaluation de l'eau de boisson en cas de dépassement des niveaux recommandés	211
9.3.4	Fréquence d'échantillonnage	211
9.4	Niveaux recommandés pour les radionucléides généralement observés dans l'eau de boisson.....	212
9.5	Méthodes analytiques	214
9.5.1	Mesures des concentrations d'activité alpha brute et d'activité bêta brute	214
9.5.2	Mesure de radionucléides spécifiques	215
9.6	Mesures correctives	215
9.7	Radon.....	216
9.7.1	Radon dans l'air et dans l'eau	216
9.7.2	Risques sanitaires dus au radon.....	217
9.7.3	Recommandations concernant le radon dans les approvisionnements en eau de boisson	217
9.7.4	Mesure du radon dans l'eau de boisson.....	217
9.7.5	Réduction des concentrations de radon dans l'eau de boisson.....	218
9.8	Communication sur les risques.....	218
9.8.1	Notifier les résultats	218

9.8.2 Communiquer au sujet des risques.....	218
10. Aspects relatifs à l'acceptabilité : goût, odeur et apparence	220
10.1 Contaminants d'origine biologique	221
Actinomycètes et champignons	222
Cyanobactéries et algues	222
Invertébrés.....	222
Bactéries du fer.....	223
10.2 Contaminants d'origine chimique	223
Aluminium	223
Ammoniac	223
Chloramines	224
Chlore.....	224
Chlorobenzènes	224
Chlorophénols	224
Chlorure	225
Coloration.....	225
Cuivre.....	225
Détergents synthétiques	225
Dureté.....	226
Éthylbenzène	226
Fer.....	226
Huiles de pétrole.....	227
Manganèse.....	227
Matières solides totales dissoutes	227
Oxygène dissous	227
pH et corrosion	227
Sodium	228
Styrène	228
Sulfate	228
Sulfure d'hydrogène	228
Toluène	229
Turbidité.....	229
Xylènes	229
Zinc.....	230
10.3 Traitement des problèmes de goût, d'odeur et d'aspect	230

10.4	Température	230
11.	Fiches techniques – Micro-organismes	231
11.1	Bactéries pathogènes.....	232
	<i>Acinetobacter</i>	232
	<i>Aeromonas</i>	234
	<i>Burkholderia pseudomallei</i>	235
	<i>Campylobacter</i>	237
	<i>Enterobacter sakazakii</i>	238
	<i>Escherichia coli</i> – souches pathogènes	240
	<i>Helicobacter pylori</i>	241
	<i>Klebsiella</i>	242
	<i>Legionella</i>	244
	<i>Leptospira</i>	246
	<i>Mycobacterium</i>	248
	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	250
	<i>Salmonella</i>	251
	<i>Shigella</i>	253
	<i>Staphylococcus aureus</i>	254
	<i>Tsukamurella</i>	256
	<i>Vibrio</i>	257
	<i>Yersinia</i>	259
11.2	Virus pathogènes.....	260
	Adénovirus	260
	Astrovirus.....	262
	Calicivirus	264
	Entérovirus	265
	Rotavirus et orthoréovirus.....	267
	Virus de l'hépatite A.....	269
	Virus de l'hépatite E	270
11.3	Protozoaires pathogènes	272
	<i>Acanthamoeba</i>	272
	<i>Balantidium coli</i>	274
	<i>Blastocystis</i>	275
	<i>Cryptosporidium</i>	277
	<i>Cyclospora cayetanensis</i>	278

<i>Entamoeba histolytica</i>	280
<i>Giardia intestinalis</i>	281
<i>Iso spor a belli</i>	283
<i>Microsporidies</i>	284
<i>Naegleria fowleri</i>	286
<i>Toxoplasma gondii</i>	288
11.4 Helminthes pathogènes	290
<i>Dracunculus medinensis</i>	290
<i>Fasciola</i> spp.	292
Nématodes libres	294
<i>Schistosoma</i> spp.....	296
11.5 Cyanobactéries toxiques	298
11.6 Organismes indicateurs	300
Bactéries coliformes totales.....	300
<i>Escherichia coli</i> et bactéries coliformes thermotolérantes	301
Nombres de bactéries hétérotrophes	303
Entérocoques intestinaux.....	304
<i>Clostridium perfringens</i>	306
Coliphages.....	307
Phages de <i>Bacteroides fragilis</i>	310
Virus entériques.....	312
12. Fiches techniques – Produits chimiques	314
12.1 Contaminants chimiques dans l'eau de boisson	314
Acétonitriles halogénés (dichloroacétonitrile, dibromoacétonitrile, bromochloroacétonitrile, trichloroacétonitrile)	314
Acides acétiques bromés	316
Acide dichloroacétique	317
Acide édétique.....	318
Acide monochloroacétique.....	319
Acide nitriloacétique.....	319
Acide trichloroacétique	320
Acrylamide	321
Alachlore.....	322
Aldicarbe.....	323
Aldrine et dieldrine	323
Aluminium	324

Amiante.....	327
Ammoniac.....	327
Antimoine.....	328
Argent.....	329
Arsenic.....	329
Atrazine et ses métabolites.....	332
Baryum.....	334
Bentazone.....	335
Benzène.....	336
Béryllium.....	337
Bore.....	338
Bromate.....	339
Bromure.....	340
Cadmium.....	341
Carbaryl.....	342
Carbofurane.....	343
Chloramines (monochloramine, dichloramine, trichloramine).....	343
Chlordane.....	345
Chlore.....	346
Chloroacétones.....	347
Chlorophénols (2-chlorophénol, 2,4-dichlorophénol, 2,4,6-trichlorophénol).....	347
Chloropicrine.....	348
Chlorotoluron.....	349
Chlorpyrifos.....	349
Chlorure.....	350
Chlorure de cyanogène.....	351
Chlorure de vinyle.....	352
Chrome.....	353
Cuivre.....	353
Cyanazine.....	355
Cyanure.....	355
2,4-D.....	357
2,4-DB.....	357
DDT et ses métabolites.....	358
Dialkylétains.....	360

1,2-dibromo-3-chloropropane.....	360
1,2-dibromoéthane	361
Dichlorobenzènes (1,2-dichlorobenzène, 1,3-dichlorobenzène, 1,4-dichlorobenzène).....	362
1,1-dichloroéthane	363
1,2-dichloroéthane	364
1,1-dichloroéthène	364
1,2-dichloroéthène	365
Dichloroisocyanurate de sodium	366
Dichlorométhane	367
1,2-dichloropropane.....	368
1,3-dichloropropane.....	369
1,3-dichloropropène.....	369
Dichlorprop	370
Dichlorvos	371
Dicofol	372
Di(2-éthylhexyl)adipate	374
Di(2-éthylhexyl)phtalate	374
Diméthoate	375
1,4-dioxane.....	376
Dioxyde de chlore, chlorite et chlorate	377
Diquat.....	379
Dureté.....	380
Endosulfan.....	381
Endrine.....	382
Épichlorhydrine	382
Étain inorganique.....	383
Éthylbenzène	384
Fénitrothion.....	385
Fénoprop	386
Fer.....	386
Fluorure.....	387
Formaldéhyde.....	390
Glyphosate et AMPA.....	390
Heptachlore et époxyde d'heptachlore.....	391
Hexachlorobenzène.....	392

Hexachlorobutadiène	392
Hydrate de chloral.....	393
Hydrocarbures aromatiques polynucléaires.....	394
Iode	395
Isoproturon	396
Lindane	397
Malathion	398
Manganèse.....	398
Matières solides totales dissoutes	399
MCPA	400
Mécoprop	402
Mercure	403
Méthoxychlore.....	404
Méthylparathion.....	405
Méthyl-tert-butyl éther	405
Métolachlore.....	406
Molinate	407
Molybdène.....	408
Monochlorobenzène.....	408
MX.....	409
Nickel.....	409
Nitrate et nitrite.....	410
Nitrobenzène	416
N-Nitrosodiméthylamine.....	417
Parathion	418
Pendiméthaline	419
Pentachlorophénol	420
Perchlorate.....	421
pH	422
2-phénylphénol et son sel de sodium	422
Plomb.....	423
Potassium	425
Produits pétroliers.....	426
Propanil	427
Sélénium	427

Simazine.....	429
Sodium.....	429
Styrène.....	430
Sulfate.....	430
Sulfure d'hydrogène.....	431
2,4,5-T.....	432
Terbutylazine.....	432
Tétrachloroéthène.....	433
Tétrachlorure de carbone.....	434
Toluène.....	435
Toxines cyanobactériennes : Microcystine-LR.....	436
Trichlorobenzènes (totaux).....	438
1,1,1-trichloroéthane.....	439
Trichloroéthène.....	439
Trifluraline.....	440
Trihalométhanes (bromoforme, bromodichlorométhane, chloroforme, dibromochlorométhane).....	441
Uranium.....	444
Xylènes.....	445
Zinc.....	446
12.2 Pesticides utilisés pour la lutte antivectorielle dans les sources et récipients d'eau de boisson.....	447
<i>Bacillus thuringensis israelensis</i>	447
Diflubenzuron.....	448
Méthoprène.....	449
Novaluron.....	450
Perméthrine.....	450
Pirimiphos-méthyl.....	451
Pyriproxifène.....	452
Spinosade.....	453
Téméphos.....	454
ANNEXE 1 Documents d'appui des Directives.....	455
ANNEXE 2 Références citées.....	465
ANNEXE 3 Tableaux récapitulatifs des produits chimiques.....	485
ANNEXE 4 Méthodes et faisabilité analytiques.....	493

ANNEXE 5 Méthodes de traitement et performance.....	503
ANNEXE 6 Informations d'appui sur les radionucléides.....	521
ANNEXE 7 Contributeurs à l'élaboration des <i>Directives de qualité pour l'eau de boisson : quatrième édition intégrant le premier additif</i>.....	526

Préface

L'accès à une eau de boisson saine est une condition indispensable à la santé, un droit de l'homme essentiel et une composante clé des politiques efficaces de protection sanitaire.

L'importance de l'eau, de l'assainissement et de l'hygiène pour la santé et le développement transparaît dans les conclusions d'une série de forums politiques internationaux. Parmi les plus récents, figure notamment l'adoption des Objectifs de développement durable par les pays en 2015 incluant une cible et des indicateurs pour la sécurité sanitaire de l'eau de boisson. En outre, l'Assemblée générale des Nations Unies a déclaré en 2010 qu'une eau de boisson sûre et saine et l'assainissement étaient un droit de l'homme essentiel à la pleine jouissance de la vie et à l'exercice de tous les droits de l'homme. Ces engagements sont conformes à un soutien de longue date, notamment l'adoption par l'Assemblée générale des Nations Unies des Objectifs du Millénaire pour le développement en 2000 et la proclamation de la période 2005 - 2015 Décennie internationale d'action sur le thème « L'eau source de vie ».

L'accès à une eau de boisson saine influe également de manière importante sur la santé et le développement aux niveaux national, régional et local. Pour certaines régions, il a été démontré qu'investir dans l'approvisionnement en eau et l'assainissement pouvait déboucher sur un bénéfice économique net, dans les cas où la réduction des effets sanitaires préjudiciables et des coûts des soins de santé fait plus que compenser ces dépenses. Cette constatation s'applique aux infrastructures d'approvisionnement en eau de grande ampleur comme au traitement de l'eau à domicile. L'expérience a également montré que les interventions visant à améliorer l'accès à une eau saine, qu'elles aient pour cadre des zones rurales ou urbaines, bénéficient particulièrement aux plus démunis et peuvent constituer une composante efficace des stratégies de réduction de la pauvreté.

L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a publié quatre éditions des *Directives de qualité pour l'eau de boisson* (en 1983–1984, 1993–1997, 2004, et 2011), qui ont fait suite aux *Normes internationales relatives à l'eau de boisson* de l'OMS, publiées en 1958, 1963 et 1971. Depuis 1995, les Directives ont été actualisées à travers un processus de révision continu conduisant à la publication régulière d'additifs, qui peuvent s'ajouter aux informations des volumes précédents ou remplacer celles-ci, ainsi qu'à la réalisation d'examen par des experts de questions clés, en préliminaire à l'élaboration des Directives.

Le processus d'élaboration de la quatrième édition a été piloté par l'Unité eau, assainissement, hygiène et santé au Siège de l'OMS. L'Unité de la sécurité chimique et l'Unité d'évaluation et de gestion des risques ont contribué aux parties concernant les dangers chimiques, et le Programme sur les radiations a contribué aux parties relatives aux dangers radiologiques. Les six bureaux régionaux de l'OMS ont participé au processus, en consultation avec les États Membres.

La présente version des Directives intègre la quatrième édition qui a été publiée en 2011 et le premier additif à cette quatrième édition publié en 2016. Elle remplace les précédentes éditions des Directives et les précédentes normes internationales.

Le principal objectif des Directives est de protéger la santé publique liée à la qualité de l'eau. Les objectifs globaux des Directives sont les suivants :

- fournir un ouvrage de référence faisant autorité pour la prise en compte effective de la santé publique dans l'élaboration des politiques et des mesures nationales ou régionales relatives à l'eau de boisson ;
- proposer un cadre complet de gestion des risques pour la protection de la santé, du captage au consommateur, qui englobe la formulation d'une politique et la définition de normes, des approches de gestion fondées sur les risques et la surveillance ;

- insister sur les pratiques réalisables et la formulation de réglementations rationnelles qui sont applicables à la fois dans les pays à faible revenu, les pays à revenu intermédiaire et les pays industrialisés ;
- résumer les répercussions sanitaires associées aux contaminants dans l'eau de boisson et le rôle de l'évaluation et de la gestion du risque dans la prévention et la lutte contre les maladies ;
- résumer les options efficaces pour la gestion de l'eau de boisson ; et
- proposer des recommandations sur l'identification des dangers et l'évaluation des risques.

La présente édition des Directives, qui intègre le premier additif, développe de manière plus poussée les concepts, approches et informations introduits dans les précédentes éditions, y compris l'approche globale de la gestion préventive des risques pour garantir la qualité de l'eau de boisson, introduite dans la troisième édition. Cette édition traite des points suivants :

- la sécurité sanitaire de l'eau de boisson, notamment les procédures minimales et valeurs guides spécifiques ainsi que la manière de les utiliser ;
- les approches utilisées pour établir les Directives, notamment les valeurs guides ;
- les dangers microbiens qui restent la préoccupation majeure tant dans les pays en développement que dans les pays développés. L'expérience a montré l'intérêt d'une démarche systématique pour assurer la sécurité microbiologique. La présente édition se fonde sur les principes de prévention introduits lors de la troisième édition sur la façon d'assurer la sécurité microbiologique de l'eau de boisson selon une stratégie de barrières multiples, mettant en avant l'importance de la protection des sources ;
- les changements climatiques, qui se traduisent par une modification des régimes de température des eaux et de précipitations, des sécheresses graves et prolongées ou des inondations accrues, ainsi que leurs conséquences sur la qualité et la rareté de l'eau, témoignant de l'importance de la gestion de ces impacts dans le cadre de stratégies de gestion de l'eau ;
- les contaminants chimiques dans l'eau de boisson, notamment des informations sur les substances chimiques non prises en compte précédemment (par exemple, les pesticides utilisés dans le cadre de la lutte antivectorielle dans l'eau de boisson) ; des révisions des fiches techniques, intégrant de nouvelles informations scientifiques ; et une réduction des sujets couverts dans les Directives, lorsque de nouvelles informations indiquent qu'ils sont moins prioritaires ;
- les produits chimiques clés responsables d'effets sanitaires à grande échelle liés à une exposition via l'eau de boisson (par exemple, l'arsenic, les fluorures, le plomb, les nitrates, le sélénium et l'uranium), les Directives proposant des recommandations pour l'identification des priorités locales et la gestion ;
- les rôles importants d'un grand nombre de parties prenantes visant à garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson ; la présente édition complète la discussion introduite dans la troisième édition sur les rôles et les responsabilités des parties prenantes clés visant à garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson ; et
- des recommandations dans des situations autres que les approvisionnements collectifs traditionnels ou gérés par un prestataire, telles la collecte des eaux de pluie et autres réseaux d'approvisionnement non canalisés ou à double canalisation.

Les Directives sont complétées par une série de publications d'appui. Celles-ci comprennent notamment des évaluations des risques liés à des produits chimiques spécifiques ayant fait l'objet d'un examen par des pairs de différentes nationalités (voir liste des documents de base mentionnés dans le Chapitre 12 et repris dans l'Annexe 2) ainsi que d'autres publications présentant les bases scientifiques de l'élaboration des Directives et proposant des recommandations destinées à guider leur application (voir Annexe 1). Dans la publication *Directives de qualité pour l'eau de boisson, Volume 3, Surveillance et contrôle des approvisionnements collectifs* (1997, révision à venir) figurent des recommandations sur les bonnes pratiques relatives à la surveillance, au suivi et à l'évaluation de la qualité de l'eau de boisson dans les approvisionnements collectifs.

Les Directives s'adressent principalement aux responsables de la réglementation dans le domaine de l'eau et de la santé, aux décideurs et à leurs conseillers, avec pour objectif d'apporter un soutien à la mise au point de normes nationales. Elles sont aussi utilisées, ainsi que les documents associés, par de nombreuses autres personnes comme source d'informations sur la qualité et l'hygiène de l'eau et sur les stratégies de gestion efficaces.

Les Directives sont reconnues comme représentant la position du système onusien sur les questions de qualité et d'hygiène de l'eau de boisson par « UN-Water », l'organisme qui coordonne l'activité des 24 agences et programmes des Nations Unies concernés par les problèmes ayant trait à l'eau.

Remerciements

L'élaboration de la quatrième édition des *Directives de qualité pour l'eau de boisson*, du premier additif à la quatrième édition et de la documentation à l'appui s'est déroulée sur une période de plus de 10 ans et a bénéficié de la participation de centaines d'experts provenant d'un grand nombre de pays développés et de pays en développement. Toutes les personnes ayant participé à l'élaboration et à la finalisation de la quatrième édition et du premier additif à la quatrième édition, et notamment celles dont les noms figurent dans l'Annexe 7, sont chaleureusement remerciées.

Les coordonnateurs des groupes de travail et autres membres du Comité sur la qualité de l'eau de boisson figurant ci-après ont apporté une contribution essentielle à l'élaboration de la quatrième édition.

Dr F. Ahmed, Bangladesh University of Engineering and Technology, Bangladesh (*Petits systèmes*)
Dr I. Chorus, Office fédéral de l'Environnement, Allemagne (*Protection des ressources et des sources*)
Dr J. Cotruvo, Joseph Cotruvo & Associates/NSF International Collaborating Centre, États-Unis d'Amérique (*Matériaux et substances chimiques utilisés dans la production et la distribution de l'eau de boisson*)
Dr D. Cunliffe, Department of Health, Australie (*Santé publique*)
Dr A.M de Roda Husman, Institut national de la santé publique et de l'environnement (RIVM), Pays-Bas (*Virus et évaluation des risques*)
Dr T. Endo, Ministère de la Santé, du Travail et des Affaires sociales, Japon (*Parasites*)
M. J.K. Fawell, Consultant indépendant, Royaume-Uni (*Contaminants naturels et industriels et pesticides*)
Mme M. Giddings, Santé Canada (*Désinfectants et sous-produits de la désinfection*)
Dr G. Howard, British High Commission, Inde (*Surveillance et évaluation*)
M. P. Jackson, WRc-NSF Ltd, Royaume-Uni (*Substances chimiques – Aspects pratiques*)
Dr S. Kumar, University of Malaya, Malaisie (*Protozoaires et gestion des risques*)
Dr S. Kunikane, Institut des sciences environnementales, Japon (*Réseau d'exploitation et de maintenance*)
Professeur Y. Magara, Université d'Hokkaido, Japon (*Aspects analytiques*)
Dr A.V.F. Ngowi, Muhimbili University of Health and Allied Sciences, République Unie de Tanzanie (*Pesticides*)
Dr E. Ohanian, Environmental Protection Agency, États-Unis d'Amérique (*Désinfectants et sous-produits de la désinfection*)
Dr C.N. Ong, Université nationale de Singapour, Singapour (*Risques chimiques émergents*)
M. O. Schmoll, Agence fédérale de l'environnement, Allemagne (*Renforcement des capacités et surveillance des plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau*)
Professeur M. Sobsey, University of North Carolina, États-Unis d'Amérique (*Évaluation des risques*)

Le coordonnateur de l'OMS était M. B. Gordon au Siège de l'OMS avec le soutien de M. P. Callan du National Health and Medical Research Council, Australie. Mme C. Vickers et Dr A. Tritscher ont assuré la liaison avec les programmes internationaux d'évaluation des risques chimiques au Siège de l'OMS. Dr M. Perez a apporté son soutien dans le cadre du programme Radiation et hygiène de l'environnement, Siège de l'OMS. Dr M. Zaim, Système d'évaluation des pesticides, Siège de l'OMS, a fourni des informations sur les pesticides ajoutés à l'eau de boisson à des fins de santé publique. M. R. Bos, Siège de l'OMS, a impulsé une orientation stratégique pendant l'ensemble du processus.

Mme Penny Ward a apporté une aide précieuse dans les activités administratives pendant le processus de révision et de publication. Mme Marla Sheffer d'Ottawa, Canada, a assuré la révision scientifique du document.

L'élaboration et la finalisation de l'additif ont bénéficié de l'expertise des personnes suivantes qui ont participé soit au groupe d'élaboration des Directives soit à des groupes de travail sur les risques chimiques, microbiologiques ou sur la protection et la lutte contre les risques : Dr D. Cunliffe (Président), Dr S.H.

Abdelrahman, Dr R. Bevan, Mme J. Brown, M. E. Calderon, Dr I. Chorus, Dr J. Cotruvo, Dr. D'Anglada, Dr A.M. de Roda Husman, Dr A. Eckhardt, Professeur J. Fawell, Mme M. Giddings, Dr A. Hirose, Dr P. Hunter, Dr P. Labhassetwar, Professeur K. Linden, Dr P. Marsden, Dr Y. Matsui, Dr G. Medema, Dr M.E. Meek, Dr E. Ohanian, Professeur C.N. Ong, Dr S. Ramasamy, Professeur S. Snyder et Professeur M. Sobsey.

Dans le cadre de l'additif, le groupe d'orientation de l'OMS se composait de : M. H. Bakir, M. R. Brown, Mme J. De France, M. B. Gordon, Mme Payden, Dr M. Perez, Dr A. Pruss-Ustun, M. O. Schmoll, Dr J. Simon, Dr P. Verger et Dr R. Yadav. Nos remerciements s'adressent également aux autres membres du personnel de l'OMS pour leurs contributions : Dr M. Bagayoko, Dr S. Boisson, Dr N. Hassan, Dr T. Monteiro, Dr A. Tritscher et Mme C. Vickers.

L'additif a été coordonné par Mme J. De France, Siège de l'OMS, avec l'appui de M. P. Callan, Australie. L'orientation stratégique a été assurée par M. B. Gordon, Siège de l'OMS.

Mme P. Ward, Mme L. Robinson et M. E. Johnson ont apporté leur appui administratif et Mme M. Sheffer (Canada) et le Dr H. Cadman (Australie) étaient les responsables de l'édition scientifique du document.

De nombreuses personnes de différents pays ont contribué à l'élaboration de ces Directives. L'OMS a particulièrement apprécié les efforts de tous ceux qui ont contribué à la préparation de ce document et en particulier de ceux qui ont fourni des remarques dans le cadre du processus d'examen par des pairs et par des experts du domaine public.

Les organismes suivants sont chaleureusement remerciés pour leur généreux soutien financier et technique : le ministère australien des Affaires étrangères et du Commerce ; Santé Canada ; le ministère fédéral allemand de la Santé ; le ministère de la Santé, du Travail et des Affaires sociales du Japon ; le ministère de l'Environnement et des Ressources en eau de la République de Singapour ; le ministère du Développement international du Royaume-Uni et l'Environmental Protection Agency des États-Unis d'Amérique.

Abréviations utilisées dans le texte

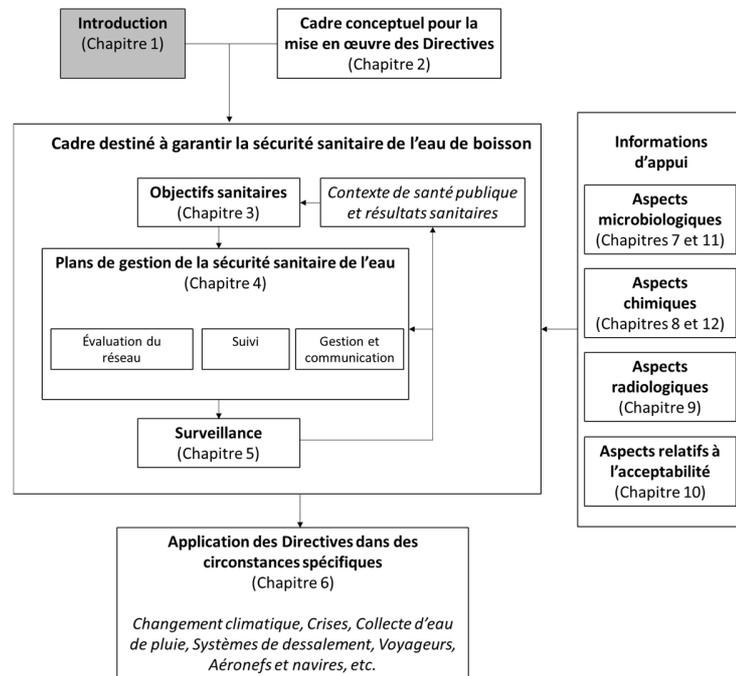
2,4-D	Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique
2,4-DB	Acide 2,4-dichlorophénoxybutyrique
2,4-DP	Dichlorprop
2,4,5-T	Acide 2,4,5-trichlorophénoxyacétique
2,4,5-TP	Acide 2,4,5-trichlorophénoxypropionique ; fénoprop
Absor	Absorptiométrie
ACA	Acide dichloroacétique
ADN	Acide désoxyribonucléique
AHA	Acide haloacétique
AMPA	Acide aminométhylphosphonique
ANT	Acide nitrilotriacétique
ARN	Acide ribonucléique
BDCM	Bromodichlorométhane
BMDL	Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la dose de référence
BMDL _x	Limite inférieure de l'intervalle de confiance de la dose de référence pour une réponse de x %
BTEX	Benzène, toluène, éthylbenzène et xylène
Bti	<i>Bacillus thuringiensis israelensis</i>
CAG	Charbon actif granulaire
CAP	Charbon actif pulvérulent
CAS	Chemical Abstracts Service
CDI	Critère de dose individuelle
CG	Chromatographie en phase gazeuse
CI	Chromatographie ionique
CIPR	Commission internationale de Protection radiologique
CIRC	Centre international de Recherche sur le Cancer
CL	Chromatographie liquide
CLHP	Chromatographie liquide haute performance
Col	Colorimétrie
CSAF	Facteur d'ajustement spécifique à un produit chimique
Ct	Produit de la concentration de désinfectant par le temps de contact
DALY	Année de vie corrigée de l'incapacité
DBCM	Dibromochlorométhane
DBCP	1,2-dibromo-3-chloropropane
DBP	Sous-produit de désinfection
DCB	Dichlorobenzène
DCP	Dichloropropane
DDT	Dichlorodiphényltrichloroéthane
DEHA	Adipate de di(2-éthylhexyle)
DEHP	Phtalate de di(2-éthylhexyle)
DF	Détecteur par fluorescence
DFP	Détecteur de flamme à photodiodes
DHTP	Dose hebdomadaire tolérable provisoire
DIF	Détecteur à ionisation de flamme
DJA	Dose journalière admissible
DJT	Dose journalière tolérable
DJTMP	Dose journalière tolérable maximale provisoire

DJTP	Dose journalière tolérable provisoire
DMTP	Dose mensuelle tolérable provisoire
DPD	Sulfate de N,N-diéthyl-1,4-phénylènediamine
Dréf	Dose de référence
DRfA	Dose de référence aigüe
DT ₀₅	Dose tumorigène 0,05 dose ou exposition associée à un excès de 5 % de l'incidence des tumeurs dans les études expérimentales chez l'animal
EAggEC	<i>E. coli</i> entéroaggrégatif
ECD	Détection par capture d'électrons
ECDA	<i>E. coli</i> diffusément adhérent
ECEI	<i>E. coli</i> entéro-invasif
EDTA	Acide édétique ou acide éthylènediaminetétraacétique
EHEC	<i>E. coli</i> entérohémorragique
ELISA	enzyme-linked immunosorbent assay
EPEC	<i>E. coli</i> entéropathogène
ETEC	<i>E. coli</i> entérotoxigénique
F ₀	Génération parentale
F ₁	Première génération de descendance
FAAS	Spectroscopie d'absorption atomique de flamme
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
FI	Facteur d'incertitude
HAP	Hydrocarbures aromatiques polynucléaires
HCB	Hexachlorobenzène
HCBD	Hexachlorobutadiène
HCH	Hexachlorocyclohexane
ICP	Plasma à couplage inductif
IPCS	International Programme on Chemical Safety (Programme international sur la sécurité chimique)
ISO	Organisation internationale de Normalisation
JECFA	Comité mixte FAO/OMS d'experts des Additifs alimentaires
JMPR	Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides
LOAEL	Dose minimale pour laquelle un effet indésirable est observé
LRV	Valeur de réduction logarithmique
MCB	Monochlorobenzène
MCPA	Acide 4-(2-méthyl-4-chlorophénoxy)acétique
MCPB	Acide 4-(4-chloro-o-tolyloxy)butyrique
2,4-MCPB	Acide 4-(4-chloro-2-méthylphénoxy)butanoïque
MCPP	Acide 2(2-méthyl-chlorophénoxy)propionique, mécoprop
MDL	Niveau minimal de détection
MMT	Méthylcyclopentadiényl manganèse tricarbonyle
MTBE	Ether méthyltertiobutylique
MX	3-chloro-4-dichlorométhyl-5-hydroxy-2(5H)-furanone
NBH	Nombre de bactéries hétérotrophes
NDMA	N-nitrosodiméthylamine
NOAEL	Dose sans effet nocif observé
NOEL	Dose sans effet observé
NR	Niveau recommandé (utilisé pour les radionucléides dans l'eau de boisson)

NTP	National Toxicology Program (États-Unis d'Amérique)
NU	Nations Unies
OMS	Organisation mondiale de la Santé
Pc	Poids corporel
PCP	Pentachlorophénol
PCR	Polymerase chain reaction
PGSSE	Plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau
PID	Détecteur à photo-ionisation
PPA	Test de la phosphatase alcaline
PT	Purge and trap
PVC	Polychlorure de vinyle
QI	Quotient intellectuel
QMRA	Évaluation quantitative des risques microbiens
SAA	Spectroscopie d'absorption atomique
SAA-AE	Spectroscopie d'absorption atomique avec atomisation électrothermique
SEA	Spectroscopie d'émission atomique
SI	Système international d'unités
SIDA	Syndrome d'immunodéficience acquise
SM	Spectroscopie de masse
SM/SM	Spectrométrie de masse en tandem
SODIS	Désinfection solaire de l'eau
Sp	Species (espèce(s))
Spp	Species pluralis (plusieurs espèces)
Subsp	Subspecies (sous-espèce)
TBA	Terbuthylazine
TCB	Trichlorobenzène
TDS	Matières solides en solution
THM	Trihalométhane
TID	Détecteur à thermo-ionisation
UCV	Unité de coloration vraie
UNICEF	Fonds des Nations Unies pour l'Enfance
UNSCEAR	Comité scientifique des Nations Unies pour l'Etude des Effets des Rayonnements ionisants
USA	États-Unis d'Amérique
UTN	Unité de turbidité néphélométrique
UV	Rayonnement ultraviolet
UVPAD	Détecteur à barette de photodiodes UV
VG	Valeur guide
VHA	Virus de l'hépatite A
VHE	Virus de l'hépatite E
VIH	Virus de l'immunodéficience humaine
WHOPES	Système OMS d'évaluation des pesticides
YLD	Années vécues avec une incapacité
YLL	Années de vie perdues

1. Introduction

L'objectif principal des *Directives de qualité pour l'eau de boisson* est de protéger la santé publique. Les directives présentent les recommandations de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) pour la gestion des risques liés aux dangers pouvant affecter la sécurité sanitaire de l'eau de boisson. Les recommandations doivent être examinées dans le contexte de la gestion des risques résultant d'autres sources d'exposition à ces dangers, telles que les déchets, l'air, la nourriture et les produits de consommation.



1.1 Généralités et principes

L'eau est indispensable à la vie et tous les hommes doivent disposer d'un approvisionnement satisfaisant en eau (suffisant, sûr et accessible). Un meilleur accès à une eau de boisson saine peut se traduire par des bénéfices tangibles pour la santé. Tous les efforts doivent être consentis pour obtenir une eau de boisson aussi saine que possible.

Les maladies liées à la contamination de l'eau de boisson représentent une charge considérable pour l'humanité. Les interventions visant à améliorer la qualité de l'eau de boisson apportent des bénéfices notables en matière de santé.

Selon la définition qui en est donnée par les Directives, une eau de boisson saine ne présente aucun risque notable pour la santé d'une personne qui la consommerait sur toute la durée de sa vie, compte tenu des variations de sensibilité éventuelles aux différents stades de la vie. Les plus exposés au risque de maladies véhiculées par l'eau sont les nourrissons et les jeunes enfants, les personnes affaiblies et les personnes âgées, en particulier quand elles vivent dans des conditions insalubres. Les personnes qui sont généralement les plus exposées au risque de maladies à transmission hydrique devront peut-être prendre des mesures supplémentaires pour éviter de s'exposer aux agents pathogènes transmis par l'eau, par exemple en faisant bouillir leur eau de boisson. Une eau de boisson saine est nécessaire pour tous les usages domestiques habituels, notamment pour la boire, pour la préparation des repas et l'hygiène personnelle. Ces directives s'appliquent à l'eau en bouteille et à la glace destinées à la consommation humaine. Toutefois, certains usages particuliers, comme la dialyse rénale et le nettoyage des lentilles de contact, ou encore certaines applications dans le cadre de la production d'aliments ou de médicaments, peuvent exiger une eau de plus grande qualité. Ces Directives peuvent ne pas s'appliquer à la protection de la vie aquatique ou à certains secteurs industriels.

Les Directives sont destinées à appuyer le développement et la mise en œuvre de stratégies de gestion des risques visant à garantir la sécurité sanitaire des approvisionnements en eau de boisson à travers la maîtrise des teneurs en constituants dangereux de cette eau. Ces stratégies incluent des normes nationales ou

régionales, établies à partir des éléments scientifiques fournis par les Directives. Celles-ci décrivent les exigences raisonnables minimales s'appliquant aux pratiques sans risque destinées à protéger la santé des consommateurs et définissent des « valeurs guide » numériques pour les constituants de l'eau, ou encore des indicateurs de qualité de l'eau. Pour fixer des limites ayant une valeur contraignante, il est préférable de prendre en compte à la fois les Directives et le contexte local ou national sur le plan environnemental, social, économique et culturel. Les Directives doivent également s'intégrer dans une stratégie globale de protection sanitaire qui inclut l'assainissement et d'autres stratégies, notamment la gestion des contaminations alimentaires. Normalement, cette stratégie devrait également être intégrée dans un cadre législatif et réglementaire qui adapte les Directives pour répondre aux circonstances et aux besoins locaux (voir également la section 2.6).

Si l'OMS s'abstient de promouvoir l'adoption de normes internationales pour la qualité de l'eau de boisson, c'est principalement en raison des avantages procurés par l'application d'une démarche risques/bénéfices (qualitatifs ou quantitatifs) dans la définition des normes et des réglementations nationales. En outre, le meilleur moyen de mettre en œuvre les Directives est un cadre de gestion préventive visant à assurer la sécurité sanitaire de l'eau, qui s'applique du captage au consommateur. Les Directives fournissent aux autorités nationales un point de départ scientifique pour la mise au point de réglementations et de normes relatives à l'eau de boisson adaptées à la situation de chaque pays. Lorsque les ressources du pays sont très limitées, il convient de s'assurer qu'elles ne soient pas inutilement dilapidées par la mise au point de normes concernant des substances d'importance relativement mineure pour la santé publique et par la surveillance de ces substances. La démarche appliquée dans ces Directives vise l'établissement de normes et de réglementations nationales qui soient faciles à mettre en œuvre et à faire appliquer et qui protègent la santé publique.

La nature et la forme des normes s'appliquant à l'eau de boisson peuvent varier d'un pays ou d'une région à l'autre. Il n'existe pas d'approche unique, universellement applicable. Lors du développement et de la mise en œuvre des normes, il est essentiel de prendre en compte la législation actuelle ou en préparation concernant l'eau, la santé et l'administration locale et d'évaluer la capacité du pays à établir des réglementations et à les faire appliquer. Des démarches susceptibles de fonctionner dans un pays ou une région ne sont pas nécessairement transposables à d'autres pays ou régions. Il importe que chaque pays fasse le bilan de ses besoins et de ses capacités pour la mise au point d'un cadre réglementaire.

L'appréciation de la sécurité sanitaire, ou de ce qui constitue un niveau de risque acceptable dans des circonstances particulières, est une question qui relève de la société dans son ensemble. Il revient à chaque pays de juger en dernier ressort si le bénéfice résultant de l'adoption de l'une quelconque des Directives ou des valeurs guides en tant que norme nationale ou locale justifie le coût de cette adoption.

Bien que les Directives définissent une qualité de l'eau telle que la consommation d'une eau de cette qualité sur la durée d'une vie soit acceptable, cela ne signifie pas qu'il soit permis de laisser la qualité de l'eau se dégrader jusqu'au niveau minimal recommandé. Au contraire, un effort permanent est nécessaire pour maintenir cette qualité au plus haut niveau possible.

Il importe d'affecter les ressources destinées à améliorer la sécurité sanitaire de l'eau par des améliorations progressives en poursuivant des objectifs sanitaires à long terme. Il est possible de lier les priorités fixées pour remédier aux problèmes les plus urgents (par exemple la protection contre les agents pathogènes, voir section 1.1.2) à des objectifs à plus long terme, prévoyant une amélioration plus poussée de la qualité de l'eau (par exemple une meilleure acceptabilité de l'eau de boisson en termes de goût, d'odeur et d'aspect ; voir section 1.1.6).

Il importe d'affecter les ressources destinées à améliorer la sécurité sanitaire de l'eau par des améliorations progressives en poursuivant des objectifs en matière de qualité de l'eau à long terme.

1.1.1 Cadre destiné à garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson

Les exigences fondamentales et essentielles destinées à garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson constituent un « cadre », qui comprend des objectifs sanitaires établis par une autorité compétente dans le domaine de la santé, des systèmes adaptés et convenablement gérés (infrastructures appropriées, surveillance consciencieuse, planification et gestion efficaces) ainsi qu'un système de surveillance indépendant.

L'application d'une approche holistique dans l'évaluation et la gestion des risques menaçant les approvisionnements en eau de boisson conduit à une plus grande confiance dans la sécurité sanitaire de cette eau. Cette approche suppose une évaluation systématique des risques associés à l'ensemble des aspects d'un approvisionnement en eau de boisson, depuis le captage et sa source jusqu'au consommateur, et l'identification des moyens permettant de gérer ces risques, notamment les méthodes destinées à garantir l'efficacité des mesures de maîtrise des risques. Elle intègre des stratégies pour assurer la gestion au jour le jour de la qualité de l'eau, y compris les écarts et les défaillances. À cet égard, les changements climatiques - se manifestant par des périodes de sécheresse plus longues et plus accentuées ou par des précipitations plus intenses entraînant des inondations – peuvent avoir un impact à la fois sur la qualité et la quantité de l'eau et nécessiter une planification et une gestion permettant de réduire autant que possible les conséquences négatives pour l'approvisionnement en eau de boisson. Il peut également être nécessaire d'envisager les changements climatiques en tenant compte des changements démographiques, tels que l'urbanisation croissante, qui posent eux-mêmes d'importants défis pour l'approvisionnement en eau de boisson.

Contribuant au cadre destiné à garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson, les Directives fournissent de nombreuses informations, notamment sur les aspects microbiologiques (Chapitre 7 et Chapitre 11), chimiques (Chapitre 8 et Chapitre 12), radiologiques (Chapitre 9) et sur les aspects relatifs à l'acceptabilité (Chapitre 10). La Figure 1.1 présente une vue d'ensemble des interrelations entre les différents chapitres des Directives en vue de garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson.

Les Directives s'appliquent aux réseaux de distribution d'eau de boisson canalisés des grandes métropoles et des petites collectivités ainsi qu'aux approvisionnements en eau de boisson non canalisés des collectivités et des habitations individuelles. Les Directives s'appliquent aussi à diverses situations spécifiques (Chapitre 6), dont les bâtiments, les voyageurs et les moyens de transport.

À Stockholm, il a été convenu en 1999 que les futures directives pour l'eau de boisson, les eaux usées et les eaux de loisir devaient être intégrées dans l'évaluation des risques, les options de gestion et les éléments de contrôle de l'exposition dans un cadre unique incluant les objectifs de qualité (voir le document d'appui *Water Quality – Guidelines, standards and health* ; Annexe 1). Selon cette approche, l'évaluation des risques n'est pas un objectif en soi mais doit plutôt servir de base à la prise de décision. Le cadre destiné à garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson et la stratégie recommandée pour les règles, les politiques et les programmes se fondent sur le cadre général connu sous le nom de « Cadre de Stockholm » (voir Chapitre 2).

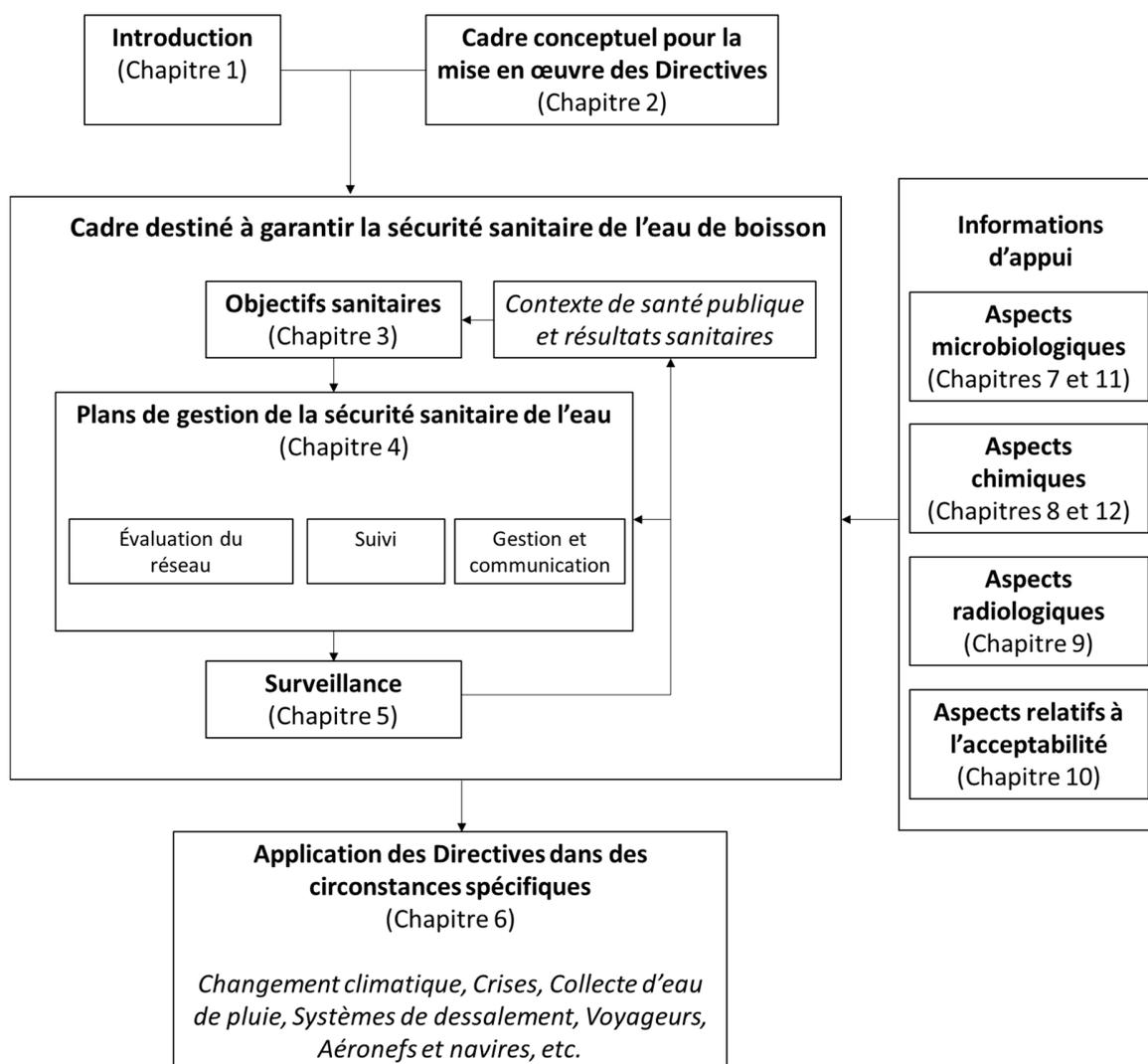


Figure 1.1 Interrelations entre les différents chapitres des Directives de qualité pour l'eau de boisson en vue de garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson

1.1.2 Aspects microbiologiques

La préservation de la sécurité microbiologique des approvisionnements en eau de boisson repose sur l'interposition de barrières multiples, du captage au consommateur, en vue de prévenir la contamination de l'eau ou de limiter celle-ci à un niveau non préjudiciable pour la santé. On parvient à une sécurité d'autant plus poussée que l'on met en place un plus grand nombre de barrières, dont la protection des ressources en eau, la sélection et l'application correctes d'étapes de traitement et la gestion des réseaux de distribution (canalisés ou autres), de manière à maintenir et à préserver la qualité de l'eau traitée. La stratégie privilégiée est une démarche gestionnaire mettant l'accent sur la prévention ou sur la réduction de la pénétration des agents pathogènes dans les sources d'eau et sur un moindre recours aux procédés de traitement visant à éliminer ces agents.

Les conséquences potentielles pour la santé de la contamination microbienne sont telles qu'il est crucial de conserver en permanence la maîtrise de celle-ci et de ne jamais la laisser sortir des limites recommandées.

D'une manière générale, les risques microbiens les plus importants sont liés à l'ingestion d'eau contaminée par des fèces humaines ou animales (oiseaux, notamment). Les fèces peuvent être une source de bactéries pathogènes, de virus, de protozoaires et d'helminthes.

Les agents pathogènes d'origine fécale constituent une priorité dans la fixation d'objectifs sanitaires destinés à garantir la sécurité microbiologique. La qualité microbienne de l'eau varie souvent rapidement et dans de très larges proportions. Les pics de courte durée de la concentration d'agents pathogènes peuvent accroître considérablement le risque de maladie et déclencher des flambées épidémiques de maladies véhiculées par l'eau. En outre, de nombreuses personnes peuvent avoir été exposées à ces agents avant que la contamination microbienne n'ait été détectée. C'est pourquoi il est impossible de se fier uniquement à l'analyse du produit final, même si elle est réalisée fréquemment pour garantir la sécurité microbiologique de l'eau de boisson.

Il convient d'accorder une attention particulière à l'établissement d'un cadre de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau et à la mise en œuvre de plans complets de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau afin de garantir en permanence la sécurité sanitaire de l'eau de boisson et de protéger ainsi la santé publique (voir Chapitre 4). Si l'on ne parvient pas à garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson, la communauté court le risque de subir des flambées épidémiques de maladies intestinales ou autres pathologies infectieuses. Les flambées de maladies véhiculées par l'eau sont à éviter, tout particulièrement en raison de leur capacité à toucher simultanément un grand nombre de personnes et éventuellement une forte proportion de la communauté.

Outre les agents pathogènes d'origine fécale, d'autres dangers microbiens, tels que le ver de Guinée (*Dracunculus medinensis*), des cyanobactéries toxiques et *Legionella*, peuvent constituer une menace pour la santé publique dans certaines circonstances.

Bien que l'eau de boisson puisse être une source très importante d'organismes infectieux, nombre des maladies susceptibles d'être véhiculées par l'eau peuvent se transmettre par d'autres voies, et notamment le contact entre individus, l'ingestion d'aliments, et avec des gouttelettes et des aérosols. Selon les circonstances et en l'absence de flambées épidémiques de maladies véhiculées par l'eau, ces voies peuvent être plus importantes que la transmission par l'eau de boisson.

Les aspects microbiologiques de la qualité de l'eau sont exposés plus en détail au Chapitre 7, des aide-mémoire relatifs à des micro-organismes particuliers étant fournis au Chapitre 11.

1.1.3 Désinfection

La désinfection revêt une importance incontestable dans la sécurité sanitaire d'un approvisionnement en eau de boisson. La destruction des micro-organismes pathogènes est une opération capitale, qui fait très souvent appel à des réactifs chimiques tels que le chlore.

La désinfection constitue une barrière efficace contre de nombreux agents pathogènes (en particulier des bactéries) lors du traitement de l'eau de boisson et doit être pratiquée sur les eaux de surface et les eaux souterraines susceptibles de contamination fécale. Une dose résiduelle de désinfectant est maintenue de façon à assurer une protection partielle contre les contaminations de faible ampleur et le développement bactérien dans les réseaux de distribution.

La désinfection chimique d'un approvisionnement en eau de boisson contaminée par des matières fécales réduit le risque global de maladie, mais ne suffit pas nécessairement à assainir totalement cet approvisionnement. Par exemple, la désinfection par le chlore de l'eau de boisson n'a qu'une efficacité limitée contre des agents pathogènes du type protozoaire, en particulier *Cryptosporidium*, et contre certains virus. L'efficacité de la désinfection peut aussi être insuffisante à l'égard d'agents pathogènes présents à l'intérieur de flocs ou de particules, qui les protègent de l'action des désinfectants. Une forte turbidité peut aussi protéger

les micro-organismes des effets de la désinfection, stimuler la croissance des bactéries et déclencher une forte demande en chlore. Il importe donc de mettre en œuvre une stratégie de gestion globale efficace prévoyant des barrières multiples, et notamment la protection de l'eau de source et des procédés de traitement appropriés, ainsi que la protection de l'eau pendant le stockage et la distribution, en association avec des mesures de désinfection destinées à prévenir ou à éliminer la contamination microbienne.

L'utilisation de désinfectants chimiques dans le traitement de l'eau entraîne habituellement la formation de sous-produits chimiques. Cependant, les risques sanitaires liés à ces sous-produits sont extrêmement faibles en comparaison de ceux associés à une désinfection insuffisante, et il importe de ne pas compromettre la désinfection en tentant de limiter les concentrations de ces sous-produits.

La désinfection ne doit pas être compromise par des efforts visant à combattre ses sous-produits.

Certains désinfectants de l'eau de boisson tels que le chlore peuvent être facilement surveillés et contrôlés et une surveillance fréquente est recommandée dans tous les cas où l'on pratique une chloration.

La désinfection de l'eau de boisson est traitée plus en détail au Chapitre 7 et dans l'Annexe 5, des aide-mémoire relatifs à certains désinfectants et sous-produits de désinfection étant fournis au Chapitre 12.

1.1.4 Aspects chimiques

Les préoccupations sanitaires associées aux constituants chimiques de l'eau de boisson sont de nature différente de celles suscitées par la contamination microbienne et résultent principalement de la capacité de ces constituants chimiques à provoquer des effets nocifs pour la santé à l'issue de durées d'exposition prolongées. Il existe peu de constituants chimiques de l'eau susceptibles d'entraîner des problèmes de santé après une exposition unique, sauf en cas de contamination accidentelle massive d'un approvisionnement en eau de boisson. En outre, l'expérience montre que, dans une forte proportion des cas d'incidents de ce type, mais non tous, l'eau devient imbuvable en raison d'un goût, d'une odeur ou d'un aspect inacceptables.

La grande majorité des problèmes sanitaires en lien direct avec l'eau sont dus à une contamination microbienne (bactérienne, virale, provoquée par un protozoaire ou un autre agent biologique). Néanmoins, un nombre significatif de problèmes sanitaires graves peuvent résulter de la contamination chimique de l'eau de boisson.

Dans les situations où il n'existe pas de risque qu'une exposition à court terme conduise à des dommages pour la santé, il est souvent plus efficace de concentrer les ressources disponibles à des actions correctives visant à déterminer et à éliminer la source de contamination plutôt qu'à mettre en place un traitement coûteux de l'eau de boisson, destiné à éliminer le constituant chimique en question.

De nombreux produits chimiques peuvent être présents dans l'eau de boisson. Toutefois, seul un petit nombre d'entre eux est immédiatement préoccupant sur le plan sanitaire en toutes circonstances. Il convient d'organiser les priorités accordées à la surveillance des différents produits chimiques et aux actions pour remédier à leur présence dans l'eau de boisson de manière à éviter que des moyens limités soient inutilement affectés à des produits faiblement ou non préoccupants pour la santé (voir le document d'appui *Chemical safety of drinking water*, Annexe 1).

Il existe peu de produits chimiques pour lesquels la contribution provenant de l'eau de boisson dans la dose absorbée globale est un facteur important dans la prévention de maladies. Comme exemple de tels produits, on peut citer l'ion fluorure dont la présence dans l'eau de boisson protège contre les caries dentaires. Les Directives ne tentent pas de définir des concentrations minimales souhaitables de ces substances dans l'eau de boisson.

Des valeurs guides sont établies pour de nombreux constituants chimiques de l'eau de boisson. Une valeur guide représente normalement la concentration à laquelle un constituant n'entraîne aucun risque notable pour la santé lorsque l'eau qui le contient est consommée sur la durée totale d'une vie. Un certain nombre de valeurs guides provisoires ont été définies sur la base des concentrations que l'on peut obtenir dans la pratique par un traitement ou par voie analytique. Dans ces cas, la valeur guide est plus élevée que la valeur calculée reposant sur des arguments sanitaires.

Les aspects chimiques de la qualité de l'eau de boisson sont traités plus en détail au Chapitre 8, des aide-mémoire concernant certains contaminants chimiques étant fournis au Chapitre 12.

1.1.5 Aspects radiologiques

Il convient de toujours prendre en considération les risques sanitaires associés à la présence de radionucléides d'origine naturelle dans l'eau de boisson, bien que la contribution de cette eau à l'exposition totale aux radionucléides soit très faible en conditions normales.

Il n'a pas été défini de valeurs guides formelles pour les différents radionucléides présents dans l'eau de boisson. On applique plutôt une approche reposant sur la détection dans cette eau des radioactivités alpha et bêta brutes. Bien que la détection de niveaux d'activité supérieurs aux limites de détection n'indique pas un risque immédiat pour la santé, un tel résultat doit déclencher des investigations plus poussées, visant à déterminer les radionucléides en cause et les risques potentiels, compte tenu des conditions locales.

Les valeurs guides pour les radionucléides recommandées dans les présentes Directives ne s'appliquent pas aux approvisionnements en eau de boisson contaminés pendant les situations de crise résultant de rejets accidentels de substances radioactives dans l'environnement.

Les aspects radiologiques de la qualité de l'eau de boisson sont traités plus en détail au Chapitre 9.

1.1.6 Aspects relatifs à l'acceptabilité : goût, odeur et aspect

L'eau doit être exempte de goûts et d'odeurs qui seraient inacceptables pour la majorité des consommateurs.

Lorsqu'ils évaluent la qualité de l'eau de boisson, les consommateurs se fient principalement à leurs sens. Les constituants microbiologiques, chimiques et physiques de l'eau peuvent influencer sur son aspect, son goût ou son odeur, et le consommateur évaluera la qualité et l'acceptabilité de cette eau sur la base de ces critères. Bien que ces constituants puissent être sans effet direct sur la santé, une eau présentant une turbidité élevée, fortement colorée ou ayant un goût ou une odeur inacceptables peut être considérée comme malsaine par les consommateurs et susciter un rejet. Dans les cas extrêmes, il se peut que les consommateurs évitent des eaux inacceptables sur le plan esthétique, mais saines par ailleurs, pour se tourner vers des sources d'aspect plus plaisant, mais moins sûres. Il est donc prudent d'être informé des perceptions des consommateurs et de prendre en compte à la fois les valeurs guides intégrant des impératifs sanitaires et des critères esthétiques lors de l'évaluation des approvisionnements en eau de boisson et de la mise au point de réglementations et de normes.

Des variations de l'aspect, de l'odeur ou du goût de l'approvisionnement en eau de boisson (par rapport aux conditions habituelles) peuvent indiquer des changements dans la qualité de la source d'eau brute ou des défaillances dans le procédé de traitement. Ces variations doivent faire l'objet d'une enquête.

Les aspects relatifs à l'acceptabilité de la qualité de l'eau de boisson sont traités plus en détail au Chapitre 10.

1.2 Rôles et responsabilités dans la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau de boisson

Pour garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson, on privilégiera une démarche de gestion préventive et on prendra en compte les caractéristiques de l'approvisionnement en eau de boisson, depuis le captage et la source jusqu'au consommateur. De nombreux aspects de la gestion de la qualité de l'eau de boisson ne relevant pas directement de la responsabilité des fournisseurs d'eau, il est essentiel d'adopter une approche collaborative multi-organismes, de manière à s'assurer que les organismes chargés des différents domaines du cycle de l'eau participent à la gestion de la qualité de ce produit. Comme exemple d'une telle situation, on peut citer le cas où les captages et les sources se situent en dehors de la juridiction du fournisseur d'eau de boisson. Il sera généralement nécessaire de consulter d'autres autorités concernant d'autres questions ayant trait à l'eau de boisson, telles que les exigences en matière de surveillance et de notification, les plans d'intervention en cas de crise et les stratégies de communication.

Il convient d'inciter les principales parties prenantes susceptibles d'affecter ou d'être affectées par les décisions ou les activités des fournisseurs d'eau de boisson à coordonner, si besoin est, leurs efforts de planification et de gestion. Il peut s'agir par exemple des agences de gestion de la santé et des ressources, des consommateurs, de l'industrie et des plombiers. Il convient d'établir des mécanismes et d'élaborer des documents d'appui permettant aux parties prenantes de s'impliquer dans le processus.

Une stratégie de gestion intégrée préventive avec la collaboration de tous les organismes concernés est la démarche privilégiée pour garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson.

1.2.1 Surveillance et contrôle de la qualité

Pour protéger la santé de la collectivité, une approche duale, accordant des rôles et des responsabilités distincts aux prestataires de services et à une autorité indépendante de protection et de surveillance de la santé publique (surveillance des approvisionnements en eau de boisson), s'est révélée efficace.

Les dispositions organisationnelles visant à maintenir et à améliorer les services d'approvisionnement en eau de boisson doivent prendre en compte les rôles essentiels et complémentaires de l'organisme de surveillance et des fournisseurs d'eau. Il est préférable que les deux fonctions de surveillance et de contrôle de la qualité soient assurées par des entités séparées et indépendantes en raison des conflits d'intérêts qui interviennent lorsqu'on les combine. Dans ces conditions :

- les agences nationales fournissent un cadre composé d'objectifs, de normes et de réglementations permettant et imposant aux fournisseurs d'eau de remplir les obligations définies ;
- en aucun cas, les organismes intervenant dans la fourniture d'eau destinée à la consommation ne doivent être chargés de garantir et de vérifier l'aptitude des réseaux qu'ils administrent à assurer en permanence un approvisionnement en eau sans risque sanitaire ;
- un organisme de surveillance est chargé de surveiller de manière indépendante (externe) la qualité de l'eau à travers des inspections périodiques de tous les aspects de la sécurité sanitaire et/ou d'analyses de contrôle.

Les fournisseurs d'eau de boisson sont responsables à tout moment de la qualité et de la sécurité sanitaire de l'eau qu'ils délivrent.

Dans la pratique, il peut ne pas exister de répartition claire des responsabilités entre les organismes de surveillance et ceux impliqués dans l'approvisionnement en eau de boisson. Dans certains cas, l'éventail des organisations professionnelles, gouvernementales, non gouvernementales et privées impliquées peut être plus large et plus complexe que celui évoqué plus haut. Quel que soit le cadre existant, il importe de mettre au point des stratégies et des structures claires pour mettre en place les plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, le contrôle et la surveillance de la qualité, la confrontation et la récapitulation des données, la

notification et la diffusion des résultats et les mesures correctives. Il est indispensable de définir des lignes de conduite claires en matière de responsabilité et de communication.

La surveillance de la qualité de l'eau de boisson peut être définie comme « l'évaluation et l'examen permanents et vigilants sous l'angle de la sécurité sanitaire et de l'acceptabilité de l'eau de boisson » (OMS, 1976).

La surveillance est une activité investigatrice visant à identifier et à évaluer les risques potentiels pour la santé associés à l'eau de boisson. La surveillance contribue à la protection de la santé publique en favorisant l'amélioration de la qualité, de la quantité, de l'accessibilité, de la couverture (c'est-à-dire les populations disposant d'un accès fiable), de l'accessibilité économique et de la continuité des approvisionnements en eau de boisson (appelés « indicateurs de service »). L'autorité de surveillance doit avoir le pouvoir de déterminer si un fournisseur d'eau s'acquitte de ses obligations.

Dans la plupart des pays, l'organisme responsable de la surveillance des services d'approvisionnement en eau de boisson est le ministère de la santé (ou de la santé publique) et ses bureaux régionaux ou départementaux. Dans certains pays, ce peut être l'agence de protection de l'environnement. Dans d'autres, les départements d'hygiène de l'environnement du gouvernement local peuvent exercer une certaine responsabilité.

La surveillance exige un programme d'enquêtes systématiques, pouvant comprendre des inspections, des analyses, une inspection sanitaire et des aspects institutionnels et communautaires. Elle doit couvrir l'ensemble du réseau de distribution d'eau de boisson, y compris les sources et les activités de captage, les infrastructures de transport, les usines de traitement, les réservoirs de stockage et les réseaux de distribution (canalisés ou non).

Le programme devrait avoir entre autres pour objectif de s'assurer de la prise en temps utile de mesures pour prévenir les problèmes et pour corriger les déficiences. Il est parfois nécessaire d'instaurer des pénalités pour favoriser et garantir le respect des exigences. L'organisme de surveillance doit donc être appuyé par une législation forte et applicable. Néanmoins, il est important que l'organisme développe une relation positive et coopérative avec les fournisseurs, en ne recourant qu'en dernier ressort à l'application de pénalités.

En cas de détection d'une contamination microbienne pouvant menacer la santé publique, l'organisme de surveillance doit être habilité par la loi à contraindre les fournisseurs d'eau à recommander aux consommateurs de faire bouillir l'eau ou d'appliquer d'autres mesures.

1.2.2 Autorités de santé publique

Pour fournir un soutien efficace, une entité nationale chargée de la protection de la santé publique devra normalement intervenir dans quatre domaines :

1. *la surveillance de l'état et des tendances sanitaires*, et notamment la détection et l'investigation des flambées épidémiques, en général de manière directe ou par l'intermédiaire d'un organe décentralisé dans certains cas ;
2. l'établissement *de normes et de critères* pour l'eau de boisson. Les autorités nationales de santé publique ont souvent une responsabilité de premier plan dans la fixation de normes sur l'approvisionnement en eau de boisson, qui peuvent inclure des objectifs en matière de qualité de l'eau, de performances et de sécurité sanitaire, ainsi que des exigences directement spécifiées (traitement, par exemple). L'activité de normalisation ne porte pas uniquement sur la qualité de l'eau, mais couvre aussi la réglementation et l'autorisation de matériaux et de produits chimiques utilisés dans la production et la distribution de l'eau de boisson (voir section 8.5.4) et l'établissement de normes minimales dans des domaines tels que la plomberie domestique (voir section 1.2.10). Il ne

s'agit pas non plus d'une activité statique, car les changements intervenant dans la pratique de la distribution d'eau de boisson ainsi que dans les technologies et les matériaux disponibles (matériaux employés en plomberie et procédés de traitement, par exemple) entraînent une évolution des priorités en matière de santé et des réponses à apporter à ces priorités ;

3. la mise en avant des préoccupations sanitaires dans *le développement de politiques de grande portée*, et notamment d'une politique de santé et d'une gestion intégrée des ressources en eau (voir section 1.2.4). Ces préoccupations incitent souvent à soutenir sur le plan financier les personnes concernées par le développement et l'amélioration de l'approvisionnement en eau de boisson ainsi que des activités militantes en faveur de la satisfaction des besoins en eau de boisson prioritairement par rapport à d'autres nécessités. Elles peuvent exiger une implication dans la résolution de certains conflits ;
4. une *action directe*, généralement par l'intermédiaire d'organes auxiliaires (administrations régionales et locales chargées de l'hygiène de l'environnement, par exemple) ou à travers l'apport de recommandations à d'autres entités locales (gouvernement local, par exemple) concernant la surveillance des approvisionnements en eau de boisson. Ces différents rôles prennent un aspect très variable selon les structures et les responsabilités nationales et locales et incluent fréquemment une fonction d'assistance auprès des fournisseurs de la collectivité, dans laquelle les autorités locales interviennent souvent directement.

La surveillance de la santé publique (c'est-à-dire la surveillance de l'état et des tendances sanitaires) participe au contrôle de la sécurité sanitaire de l'eau de boisson. Elle prend en compte les maladies survenant dans l'ensemble de la population, qui peut être exposée à diverses sources de micro-organismes pathogènes ne se limitant pas à l'eau de boisson. Les autorités nationales de santé publique ont aussi la capacité d'entreprendre ou de commanditer des recherches visant à évaluer le rôle de l'eau comme facteur de risque dans l'apparition de maladies, à travers des études cas-témoins, des études de cohorte ou des études d'intervention, par exemple. Les équipes de surveillance de la santé publique opèrent habituellement au niveau national, régional ou local, ainsi que dans les grandes villes et les centres de santé ruraux. Sur une base régulière, la surveillance de la santé publique comprend :

- la surveillance permanente des maladies faisant l'objet d'une notification, dont un grand nombre peuvent être provoquées par des agents pathogènes véhiculés par l'eau ;
- la détection des flambées épidémiques ;
- l'analyse des tendances à long terme ;
- l'analyse géographique et démographique ;
- le retour d'informations à l'intention des autorités dans le domaine de l'eau.

La surveillance de la santé publique peut être renforcée de diverses façons en vue d'identifier d'éventuelles flambées épidémiques de maladies véhiculées par l'eau en réponse à une suspicion motivée par l'incidence inhabituelle d'une maladie ou à une détérioration de la qualité de l'eau. Les investigations épidémiologiques comprennent :

- des enquêtes sur les flambées ;
- des études d'intervention destinées à évaluer les options d'intervention ;
- des études cas-témoins ou des études de cohorte visant à évaluer le rôle de l'eau comme facteur de risque dans l'apparition des maladies.

Néanmoins, il est impossible de se fier à la surveillance de la santé publique pour disposer en temps utile d'informations permettant une réponse opérationnelle à court terme pour maîtriser une maladie véhiculée par l'eau. La capacité de la surveillance sanitaire à fournir de telles informations se heurte à diverses limites :

- les flambées de maladies ne faisant pas l'objet d'une notification ;

- l'intervalle de temps entre l'exposition et l'apparition de la maladie ;
- l'intervalle de temps entre l'apparition de la maladie et sa notification ;
- le faible taux de notification ;
- les difficultés pour identifier les agents pathogènes et les sources responsables.

L'autorité de santé publique intervient de manière réactive, mais également proactive, dans le cadre d'une politique de santé publique globale et en interaction avec l'ensemble des parties prenantes. Selon le contexte de santé publique, la priorité sera normalement accordée aux groupes défavorisés. Ces interventions supposeront généralement de trouver un compromis entre la gestion et l'amélioration de la sécurité sanitaire de l'eau de boisson et la nécessité d'assurer l'accès à des approvisionnements fiables et quantitativement suffisants en eau de boisson saine.

Pour bien comprendre la situation du pays en termes d'eau de boisson, l'autorité nationale de santé publique devra établir périodiquement des rapports décrivant l'état de la qualité de l'eau au niveau national et attirant l'attention sur les problèmes de santé publique et les points à traiter d'urgence parmi les priorités générales de santé publique. Cette compréhension exige un échange d'informations efficace entre les organismes locaux, régionaux et nationaux.

Les autorités sanitaires nationales devront diriger la formulation et la mise en œuvre de mesures destinées à garantir l'accès à une forme d'approvisionnement fiable en eau de boisson saine, ou tout au moins contribuer à ces opérations. Lorsque ce résultat n'est pas atteint, il convient de diffuser des outils et une formation permettant la mise en place de moyens de traitement et de stockage sans risque à l'échelle de l'individu ou du foyer.

1.2.3 Autorités locales

Les autorités locales en matière d'hygiène de l'environnement jouent souvent un rôle majeur dans la gestion des ressources en eau et des approvisionnements en eau de boisson. Ce rôle couvre notamment l'inspection des captages et l'autorisation des activités au voisinage de ceux-ci susceptibles d'influer sur la qualité de l'eau de la source. Il inclut également le contrôle et l'audit (surveillance) de la gestion des réseaux d'eau de boisson proprement dits. Les autorités locales en matière d'hygiène de l'environnement formuleront également des recommandations spécifiques à l'intention des communautés ou des personnes concernant la conception et la mise en place des réseaux d'eau de boisson alimentant les collectivités et les foyers, ainsi que la correction des déficiences. Elles peuvent aussi être responsables de la surveillance des approvisionnements en eau de boisson des collectivités et des ménages. Elles ont un rôle important à jouer dans l'éducation des consommateurs lorsqu'un traitement de l'eau à domicile s'impose.

En général, la gestion de l'approvisionnement en eau de boisson des ménages et des petites communautés nécessite un programme d'éducation sur l'approvisionnement en eau de boisson et la qualité de celle-ci. Les programmes de ce type devront normalement comporter :

- une sensibilisation à l'hygiène de l'eau ;
- un transfert d'informations et de techniques relatives à la technologie de base de l'approvisionnement en eau de boisson et de la gestion de cette eau ;
- une prise en compte des obstacles socioculturels à l'acceptation des interventions en faveur de la qualité de l'eau et des stratégies pour surmonter ces obstacles ;
- des actions de motivation, de mobilisation et de marketing social ;
- un système d'appui, de suivi et de diffusion continu du programme en faveur de la qualité de l'eau afin d'obtenir et préserver des résultats durables.

Ces programmes peuvent être administrés au niveau de la communauté par les autorités sanitaires locales ou d'autres entités, telles que des organisations non gouvernementales et le secteur privé. Si le programme

d'éducation et de formation à la qualité de l'eau est à l'initiative d'autres entités, l'implication de l'autorité sanitaire locale dans le développement et la mise en œuvre du programme est fortement encouragée.

D'autres documents de l'OMS (voir Simpson-Hébert, Sawyer & Clarke, 1996 ; Sawyer, Simpson-Hébert & Wood, 1998 ; Brikké, 2000) décrivent des approches guidant le développement de programmes participatifs d'éducation et de formation en matière d'hygiène et d'assainissement.

1.2.4 Gestion des ressources en eau

La gestion des ressources en eau fait partie intégrante de la gestion préventive de la qualité de l'eau de boisson. La prévention de la contamination microbienne et chimique de l'eau de source est la première barrière s'opposant à une contamination de l'eau de boisson préoccupante pour la santé publique.

La gestion des ressources en eau et des activités humaines potentiellement contaminantes dans la zone de captage influe sur la qualité de l'eau en aval et dans les aquifères. Elle aura un impact sur les étapes de traitement nécessaires pour garantir une eau saine, et une action préventive peut être préférable à un renforcement a posteriori du traitement.

Dans le cadre de cette gestion, il convient d'évaluer l'influence de l'utilisation des terres sur la qualité de l'eau. Cette évaluation n'est normalement pas effectuée par les autorités sanitaires ou les services d'approvisionnement en eau de boisson seuls et doit prendre en compte :

- les modifications de l'occupation des sols ;
- les activités d'extraction ;
- le creusement/la modification des voies navigables ;
- l'application d'engrais, d'herbicides, de pesticides et d'autres produits chimiques ;
- la densité du bétail et l'application de fumier ;
- la construction, l'entretien et l'utilisation des routes ;
- les diverses formes d'activités récréatives ;
- le développement résidentiel urbain ou rural, une attention particulière étant accordée à l'élimination des excréments, à l'assainissement, aux décharges et à l'élimination des déchets ;
- les autres activités humaines potentiellement contaminantes, telles que les industries, les sites miniers et militaires.

La gestion des ressources en eau peut relever de la responsabilité des services de gestion des captages et/ou d'autres entités gérant ou affectant les ressources en eau, telles que des entités industrielles ou agricoles et des entités chargées du contrôle de la navigation et de la maîtrise des crues.

D'un pays ou d'une collectivité à l'autre, la part de responsabilité des services de santé et d'approvisionnement en eau dans la gestion des ressources en eau varie fortement. Indépendamment des structures gouvernementales et sectorielles, il est important que les autorités sanitaires établissent des liens et collaborent avec les secteurs qui gèrent les ressources en eau et réglementent l'utilisation des terres dans la zone de captage.

L'établissement d'une collaboration étroite entre l'autorité de santé publique, le fournisseur d'eau et l'organisme de gestion des ressources contribue à l'identification des dangers pour la santé que peut comporter le réseau. Il importe aussi de s'assurer de la prise en compte de la protection des ressources en eau de boisson dans les décisions relatives à l'utilisation des terres ou dans les réglementations visant à empêcher la contamination des ressources en eau. Selon le contexte, d'autres secteurs comme l'agriculture, les transports, le tourisme et le développement urbain peuvent également apporter leur contribution.

Pour garantir une protection adéquate des sources d'eau de boisson, les autorités nationales devront normalement collaborer avec d'autres secteurs dans la formulation d'une politique nationale de gestion intégrée des ressources en eau. Pour appliquer cette politique, des structures régionales et locales seront mises en place et les autorités nationales guideront les autorités régionales et locales en leur fournissant des outils.

Les autorités régionales en matière d'hygiène de l'environnement ou de santé publique ont une mission importante : participer à la préparation des plans de gestion intégrée des ressources en eau, de manière à garantir la meilleure qualité possible pour les sources d'eau de boisson. Pour plus de détails, le lecteur se référera aux documents d'appui *Protecting groundwater for health* et *Protecting surface water for health* (voir Annexe 1).

1.2.5 Services d'approvisionnement en eau de boisson

Les approvisionnements en eau de boisson peuvent aller de très grands réseaux urbains, desservant des dizaines de millions d'habitants, à de petits réseaux communautaires, alimentant en eau des populations très peu nombreuses. Dans la plupart des pays, ils comprennent des sources collectives et des réseaux canalisés.

Les services d'approvisionnement en eau de boisson ont en charge l'assurance et le contrôle de la qualité (voir section 1.2.1). Ils sont responsables principalement de la préparation et de la mise en œuvre des plans de gestion de la sécurité sanitaire (pour plus de détails, voir Chapitre 4).

Dans nombre de cas, le fournisseur d'eau n'est pas responsable de la gestion des captages dont il tire son approvisionnement. Le rôle du fournisseur d'eau à l'égard des captages est de participer aux activités interservices de gestion des ressources en eau, de comprendre les risques pouvant être associés à des activités et à des incidents potentiellement contaminants et d'utiliser ces données pour évaluer les risques menaçant l'approvisionnement en eau et mettre au point et appliquer une gestion appropriée. Bien que les fournisseurs d'eau de boisson n'effectuent parfois pas eux-mêmes les investigations relatives aux captages et les évaluations des risques de pollution, il leur incombe d'identifier les besoins en la matière et de lancer la collaboration multiservices, par exemple avec les autorités sanitaires et les autorités de protection de l'environnement.

L'expérience a montré qu'une association de parties prenantes dans l'approvisionnement en eau (par exemple des exploitants, des gestionnaires et des groupes de spécialistes, tels que des petits fournisseurs, des scientifiques, des sociologues, des législateurs et des politiciens) pouvait offrir un forum pacifique, utile à l'échange d'idées.

Pour plus de détails, le lecteur se référera au document d'appui *Water safety plans* (voir Annexe 1).

1.2.6 Réseaux gérés par une communauté

Les réseaux d'eau de boisson gérés par une communauté, que la distribution s'effectue par des réseaux canalisés ou non, se rencontrent fréquemment dans le monde, tant dans les pays développés que dans ceux en développement. La définition exacte d'un réseau d'eau de boisson géré par une communauté est variable. Bien qu'une définition reposant sur la taille de la population ou sur le type d'approvisionnement puisse convenir dans bien des circonstances, la prise en considération du mode d'administration et de gestion fait apparaître une distinction entre les réseaux d'eau de boisson alimentant des petites communautés et ceux desservant des grandes villes et des métropoles. La notion de réseau d'eau de boisson géré par une communauté soulève notamment le problème d'un recours croissant à des membres de cette communauté souvent mal formés et parfois non rémunérés pour l'administration et l'exploitation du réseau. Dans les pays en développement, les réseaux d'eau de boisson alimentant les zones périurbaines, qui abritent les communautés vivant autour des grandes villes et des métropoles, peuvent aussi présenter les caractéristiques d'un réseau géré par une communauté.

Pour qu'un programme de gestion de la qualité de l'eau de boisson alimentant une communauté soit efficace et durable, il faut qu'il bénéficie de l'implication et du soutien actifs des communautés locales. Il convient que ces communautés soient impliquées à tous les stades d'un tel programme, et notamment dans les enquêtes initiales ; les décisions d'implantation des puits, l'implantation des points de captage ou l'établissement de zones de protection ; la surveillance des approvisionnements en eau de boisson ; le signalement des anomalies, la réalisation des travaux de maintenance et la prise de mesures correctives et de soutien, notamment des opérations d'assainissement et d'hygiène.

Une communauté peut bénéficier déjà d'un degré poussé d'organisation et adopter des mesures concernant les questions de santé ou d'approvisionnement en eau de boisson. Elle peut également ne pas disposer d'un réseau d'eau de boisson convenablement développé ; certains membres de la communauté, comme les femmes, peuvent être sous-représentés ; et il peut exister des désaccords ou des conflits entre factions. Dans de telles situations, obtenir la participation de la communauté exige plus de temps et d'efforts pour rassembler les gens, résoudre les différends, trouver un accord sur des objectifs communs et prendre des mesures. Des visites réparties, dans la mesure du possible, sur plusieurs années seront souvent nécessaires pour soutenir et encourager le processus et pour s'assurer que les structures mises en place pour approvisionner la communauté en eau de boisson continuent de fonctionner. Ce contrôle peut requérir l'établissement de programmes d'éducation à l'hygiène et à la santé pour s'assurer que la communauté :

- est consciente de l'importance de la qualité de l'eau et du lien entre celle-ci et la santé, ainsi que de la nécessité de disposer d'une eau de boisson saine et en quantités suffisantes pour les usages domestiques (boisson, cuisine et hygiène) ;
- reconnaît l'importance de la surveillance et la nécessité d'une réponse communautaire ;
- est disposée à jouer un rôle dans le processus de surveillance et comprend la nécessité de cette intervention ;
- dispose des compétences nécessaires pour jouer ce rôle ;
- est consciente des besoins en matière de protection des approvisionnements en eau de boisson contre la pollution.

Pour plus de détails, consulter le document de 1997 intitulé *Surveillance and control of community supplies* (OMS, 1997) ; le document d'appui *Water Safety Plans* (Annexe 1) ; Simpson-Hébert, Sawyer & Clarke (1996) ; Sawyer, Simpson-Hébert & Wood (1998) ; et Brikké (2000).

1.2.7 Vendeurs d'eau

Dans de nombreuses parties du monde où la rareté de l'eau ou encore l'absence ou le manque d'infrastructures limitent l'accès à des quantités suffisantes d'eau de boisson, il est courant que des commerçants vendent de l'eau auprès des ménages ou en des points de collecte. Les vendeurs d'eau utilisent divers moyens pour transporter jusqu'au consommateur l'eau de boisson qu'ils fournissent, dont des camions, des brouettes ou des chariots. Dans le contexte de ces Directives, la vente d'eau ne couvre pas l'eau en bouteille ou sous emballage (dont le cas est traité dans la section 6.14) ou l'eau vendue par l'intermédiaire de distributeurs automatiques.

L'approvisionnement en eau des consommateurs par les vendeurs d'eau pose un certain nombre de problèmes sanitaires, notamment l'accès à des volumes suffisants, et suscite des préoccupations quant à l'inadéquation du traitement subi par l'eau et des récipients utilisés pour la transporter comportant un risque de contamination.

Pour plus de détails sur le traitement de l'eau fournie par les vendeurs d'eau, l'évaluation des risques liés à l'approvisionnement de l'eau vendue, la surveillance opérationnelle, les mesures de maîtrise des risques, les plans de gestion et la surveillance indépendante, voir la section 6.3.

1.2.8 Consommateurs individuels

Chacun consomme de l'eau provenant d'une certaine source et les consommateurs jouent souvent un rôle important dans la collecte, le traitement et le stockage de l'eau. Les actions des consommateurs peuvent contribuer à la sécurité sanitaire de l'eau qu'ils consomment et également à l'amélioration ou à la contamination de l'eau consommée par d'autres personnes. Il incombe aux consommateurs de s'assurer que leurs actions n'ont pas d'incidence négative sur la qualité de l'eau. Il est préférable que l'installation et la maintenance de la plomberie domestique (voir section 1.2.10) soient réalisées par des plombiers agréés et qualifiés ou par d'autres personnes possédant des compétences techniques suffisantes pour que les raccordements croisés effectués ou les éventuels écoulements de retour n'entraînent pas une contamination des approvisionnements en eau locaux.

Dans la plupart des pays, certaines populations sont alimentées en eau par des sources domestiques telles que des puits privés et la collecte de l'eau de pluie. Dans les foyers dont l'approvisionnement en eau n'est pas assuré par un réseau canalisé, des efforts doivent être consentis pour que la collecte, le stockage et éventuellement le traitement de l'eau domestique s'opèrent dans des conditions saines. Les ménages et les individus peuvent souhaiter traiter l'eau à domicile pour être plus confiants quant à sa sécurité sanitaire. Ce traitement est pertinent dans les cas où il n'existe pas d'approvisionnement géré par la communauté, ou dans ceux où il est connu que les approvisionnements gérés par la communauté sont contaminés ou véhiculent des maladies (voir Chapitre 7). Les autorités de surveillance de la santé publique ou d'autres autorités locales peuvent fournir des conseils pour aider les ménages et les consommateurs individuels à obtenir avec certitude une eau saine. Le meilleur cadre pour la formulation de ces conseils est un programme d'éducation et de formation communautaires.

1.2.9 Organismes de certification

Le but de la certification est de vérifier que les dispositifs et les matériaux servant à l'approvisionnement en eau de boisson atteignent un certain niveau de qualité et de sécurité. La certification est un processus par lequel un organisme indépendant valide les revendications du fabricant en se référant à une norme ou à un critère formels ou établit une évaluation indépendante des risques de contamination pouvant découler d'un matériau ou d'un procédé. Il peut notamment incomber à l'organisme de certification de rechercher des données auprès des fabricants, de produire des résultats d'essai, de mener des inspections et des audits, et éventuellement de formuler des recommandations à propos des performances du produit.

Le processus de certification est appliqué aux moyens technologiques utilisés à domicile ou à l'échelle de la communauté, comme les pompes manuelles, les produits utilisés dans le cadre de l'approvisionnement en eau (substances chimiques servant au traitement, par exemple) et les dispositifs employés par les ménages pour collecter, traiter et stocker l'eau.

La certification des produits ou des procédés intervenant dans la collecte, le traitement, le stockage et la distribution de l'eau peut faire l'objet d'une surveillance par des organismes gouvernementaux ou des organisations privées. Dans le processus de certification, les procédures utilisées dépendront des normes adoptées comme référence, des critères de certification et de l'entité procédant à cette opération.

Le processus de certification peut également être appliqué à la mise en œuvre des plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau. Il peut être mené par un organisme ou une entité indépendante qui effectuera des audits pour vérifier que les plans ont été judicieusement conçus, sont correctement mis en œuvre et sont efficaces.

Les programmes de certification nationaux, gérés par un gouvernement local ou privés (audit par une tierce partie), auront notamment pour objectifs de :

- certifier des produits pour s'assurer que leur utilisation ne menace pas la sécurité de l'utilisateur ou de la population générale, par exemple en provoquant la contamination de l'eau de boisson par des substances toxiques ou par des substances risquant d'influer sur l'acceptabilité de l'eau pour le consommateur ou d'offrir un support à la croissance de micro-organismes ;
- tester les produits de manière à éviter de nouveaux essais au niveau local ou avant chaque acquisition ;
- s'assurer de l'homogénéité de la qualité et de l'état des produits ;
- agréer et homologuer des laboratoires d'analyse et autres ;
- contrôler les matériaux et produits chimiques utilisés dans le traitement de l'eau de boisson, et notamment les performances des dispositifs destinés à un usage domestique ;
- s'assurer de l'efficacité des plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau.

L'établissement de normes devant servir de base à l'évaluation des produits constitue une étape importante dans toute procédure de certification. Dans la mesure du possible, ces normes doivent aussi définir les critères d'autorisation. Dans le cas des procédures de certification portant sur des aspects techniques, ces normes sont généralement élaborées en coopération avec les fabricants, l'organisme de certification et les consommateurs. Les autorités nationales de santé publique devront être responsables de la mise au point des parties du processus ou des critères d'autorisation concernant directement la santé publique. Pour plus de détails sur le contrôle des matériaux et produits chimiques utilisés pour le traitement de l'eau de boisson, se référer à la section 8.5.4.

1.2.10 Plomberie

Dans des bâtiments publics et privés, on a relevé une association entre des effets préjudiciables importants pour la santé et la présence d'installations sanitaires inadéquates du fait d'une mauvaise conception, d'une installation incorrecte, de modifications et d'un entretien insuffisant.

Nombre de facteurs influent sur la qualité de l'eau circulant dans le réseau de distribution canalisé qui dessert un bâtiment et peuvent entraîner une contamination microbienne ou chimique de l'eau de boisson. La contamination fécale de l'eau de boisson alimentant des bâtiments, du fait, par exemple, de défauts dans les cuves placées sur les toits et de connexions croisées avec des conduites d'eau usée, peut déclencher des flambées épidémiques de maladies gastro-intestinales. Des installations sanitaires mal conçues peuvent favoriser la stagnation d'eau et offrir un environnement approprié à la prolifération de *Legionella*. Les matériaux, les tuyaux, les accessoires et les revêtements utilisés en plomberie peuvent entraîner la présence de concentrations élevées de métaux lourds (de plomb par exemple) dans l'eau de boisson, et l'emploi de matériaux inappropriés peut favoriser la croissance bactérienne. Les éventuels effets nocifs peuvent aussi s'étendre à d'autres bâtiments. Au-delà du bâtiment concerné, les autres consommateurs risquent d'être exposés aux contaminants parvenant dans le réseau de distribution public local en raison de la contamination croisée de l'eau de boisson et du retour d'eau.

La distribution d'eau dans des bâtiments conformément aux normes pertinentes fait généralement appel à une installation de plomberie qui n'est pas directement gérée par le fournisseur d'eau. Il faut donc s'assurer d'une installation et d'un entretien corrects de cette plomberie et, dans le cas de bâtiments plus grands, de l'existence d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau spécifique au bâtiment (voir section 6.9).

Pour garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson fournie par le réseau desservant un bâtiment, les plombiers doivent respecter dans leurs pratiques de travail un certain nombre de conditions visant à prévenir l'introduction de dangers pour la santé :

- les conduites véhiculant l'eau ou les déchets doivent être étanches et durables, présenter une surface intérieure lisse, ne pas être obstruées et être protégées des contraintes prévisibles ;

- il ne doit pas exister de connexions croisées entre l’approvisionnement en eau de boisson et les circuits d’élimination des eaux usées ;
- les systèmes de stockage placés sur les toits doivent être intacts et ne présenter aucun risque de pénétration de contaminants microbiens ou chimiques ;
- les réseaux d’eau chaude et d’eau froide doivent être conçus de manière à minimiser la prolifération de *Legionella* (voir aussi les sections 6.10 et 11.1) ;
- une protection appropriée contre les retours d’eau doit être mise en place ;
- le réseau des bâtiments comportant un grand nombre d’étages doit être conçu de manière à limiter le plus possible les fluctuations de pression ;
- l’évacuation des déchets doit s’effectuer sans contamination de l’eau de boisson ;
- la plomberie doit fonctionner efficacement.

Il importe que les plombiers soient suffisamment qualifiés et disposent des compétences nécessaires pour réaliser l’installation et l’entretien des dispositifs de plomberie dans le respect des réglementations locales et qu’ils ne fassent appel qu’à des matériaux dont l’usage pour l’eau de boisson est agréé.

Pour les nouveaux bâtiments, la conception des installations sanitaires doit normalement être approuvée avant la construction, et ces installations doivent faire l’objet d’inspections par un organisme de contrôle pendant la construction et avant la mise en service du bâtiment.

Pour plus d’informations sur les rôles essentiels d’une plomberie appropriée pour le réseau d’eau de boisson et pour le réseau d’eaux usées en termes de santé publique, voir le document d’appui *Health aspects of plumbing* (Annexe 1).

1.3 Documents d’appui des Directives

1.3.1 Documents publiés

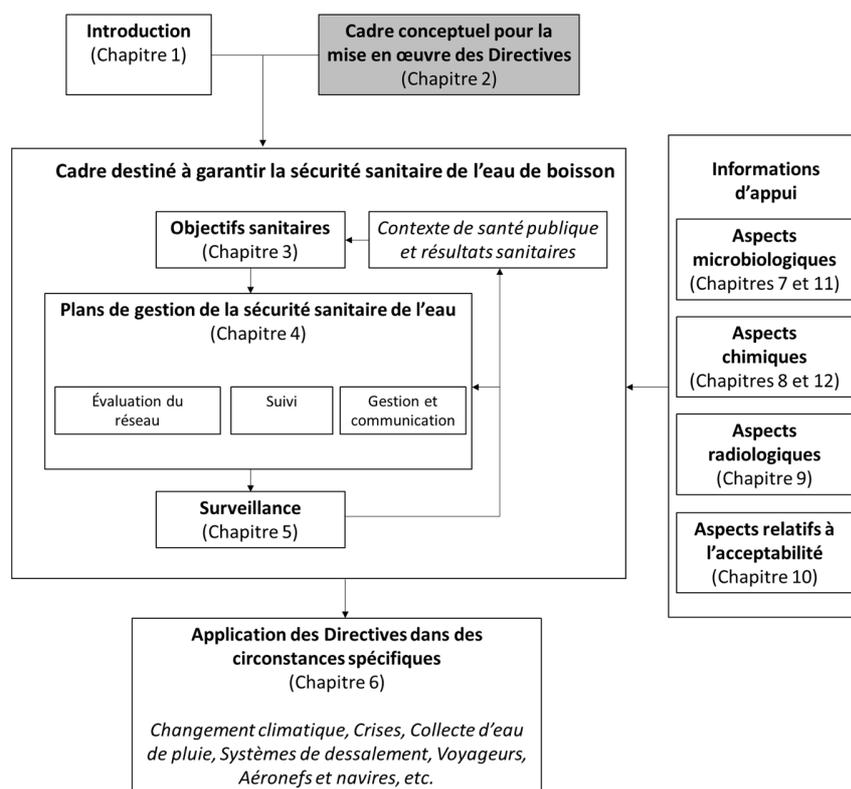
Les présentes Directives s’accompagnent de textes séparés fournissant des informations générales qui justifient l’établissement des Directives et apportent des conseils sur les bonnes pratiques permettant leur mise en œuvre efficace. Ces documents sont disponibles sous forme papier ou téléchargeables sur les site Web de l’OMS, ainsi que sur CD-ROM. Des références sont fournies à l’Annexe 1.

1.3.2 Réseaux de renforcement des capacités

Un certain nombre de réseaux internationaux ont été mis en place pour promouvoir la diffusion rapide des informations, améliorer l’échange de connaissances, intégrer les données factuelles et les recommandations dans la politique et la pratique de santé publique et faciliter la mise en œuvre des présentes directives. Ces réseaux internationaux mettent en lien des spécialistes de la qualité de l’eau de boisson, des gestionnaires de l’approvisionnement en eau de boisson, des régulateurs de santé, des gestionnaires communautaires et autres parties prenantes. Ces réseaux sont principalement axés sur l’élaboration de plans de gestion de la sécurité sanitaire de l’eau pour de grands systèmes, notamment une exploitation et une maintenance efficaces, la gestion sans risque de petits approvisionnements collectifs, le traitement de l’eau et son stockage sans risque à l’échelle du foyer et l’optimisation des réglementations relatives à l’eau de boisson afin de protéger la santé publique. Pour plus d’informations sur ces réseaux, voir :
http://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/en/.

2. Cadre conceptuel pour la mise en œuvre des Directives

La mise en œuvre d'un « cadre destiné à garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson » fondé sur les Directives est une exigence fondamentale et essentielle pour atteindre cet objectif. Ce cadre fournit une stratégie préventive, fondée sur les risques, pour la gestion de la qualité de l'eau. Cette stratégie comprend des objectifs sanitaires établis par une autorité sanitaire compétente en utilisant les Directives comme point de départ, des systèmes adéquats et gérés de manière appropriée (une infrastructure adéquate, une surveillance appropriée ainsi qu'une planification et une gestion efficaces) et un système de



surveillance indépendant. Un tel cadre devrait normalement être fixé dans des normes, des règles ou des directives nationales, conjointement à des politiques et des programmes pertinents (voir sections 2.6 et 2.7). Les réglementations et politiques résultantes doivent s'appliquer aux conditions locales, en tenant compte des questions environnementales, sociales, économiques et culturelles, et des priorités.

Le cadre garantissant la sécurité sanitaire de l'eau de boisson répond à une stratégie de gestion préventive comprenant trois composants essentiels :

1. des objectifs sanitaires reposant sur une évaluation des risques sanitaires (section 2.1 et Chapitre 3) ;
2. des plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau (PGSSE) comprenant (section 2.2 et Chapitre 4) :
 - une évaluation du réseau en vue de déterminer si l'approvisionnement en eau de boisson (de la source au point de consommation, en passant par le traitement) dans son ensemble peut délivrer de l'eau remplissant les objectifs sanitaires (section 4.1) ;
 - la surveillance opérationnelle des mesures de maîtrise des risques effectuées sur l'approvisionnement en eau de boisson particulièrement importantes pour garantir la sécurité sanitaire de cette eau (section 4.2) ;

- des plans de gestion contenant des informations sur l'évaluation du réseau et sur les plans de surveillance et décrivant les mesures à prendre en fonctionnement normal et en cas d'incident, y compris les opérations de modernisation et de perfectionnement, la documentation et la communication (sections 4.4 - 4.6) ;
3. un système de surveillance indépendant vérifiant que les dispositions précédemment décrites sont appliquées correctement (section 2.3 et Chapitre 5).

Une vérification afin de déterminer si le fonctionnement du réseau de distribution de l'eau de boisson est en conformité avec les objectifs sanitaires et si le PGSSE lui-même est efficace peut être entreprise par le fournisseur, les organismes de surveillance ou les deux en association (voir section 4.3).

2.1. Objectifs sanitaires

Les objectifs sanitaires font partie des composantes clés du cadre destiné à garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson. Ils doivent être établis par une autorité de haut niveau responsable de la santé en consultation avec d'autres entités, parmi lesquelles les fournisseurs d'eau et les communautés concernées. Ces objectifs doivent prendre en considération la situation globale en matière de santé publique et la contribution de la qualité de l'eau de boisson aux maladies dues à des microbes ou à des substances chimiques véhiculés par l'eau, dans le cadre d'une politique globale de l'eau et de la santé. Ils doivent aussi tenir compte de l'importance d'assurer à tous les consommateurs un accès à l'eau.

Les objectifs sanitaires constituent une base pour l'application des Directives à tous les types de fournisseurs d'eau de boisson. Certains constituants de l'eau de boisson peuvent provoquer des effets préjudiciables pour la santé à l'issue d'une exposition unique (à des micro-organismes pathogènes, par exemple) ou d'une exposition à long terme (à de nombreux produits chimiques, par exemple). En raison de la diversité des constituants de l'eau, de leur mode d'action et du type de fluctuation affectant leurs concentrations, quatre types principaux d'objectifs sanitaires servent de base à l'identification des exigences en matière de sécurité sanitaire.

1. *Objectifs liés à des résultats sanitaires* : Lorsqu'une maladie véhiculée par l'eau contribue de manière mesurable et significative à la charge de morbidité, réduire l'exposition par l'intermédiaire de l'eau de boisson offre un moyen de réduire de manière appréciable les risques de maladie. Il est alors possible d'établir un objectif sanitaire en termes de réduction quantifiable du niveau général d'incidence de la maladie. Cet objectif est plus facile à définir lorsque les effets nocifs interviennent peu de temps après l'exposition, lorsque ces effets sont suivis de manière directe et fiable et lorsque les variations d'exposition peuvent l'être aussi. Ce type d'objectif lié à un résultat sanitaire s'applique principalement à certains dangers microbiens dans les pays en développement et à certains dangers chimiques associés à des effets sur la santé clairement définis et attribuables dans une large mesure à l'eau (fluorures, nitrates/nitrites et arsenic, par exemple). Dans d'autres cas, les objectifs liés à des résultats sanitaires peuvent servir de référence à l'évaluation des résultats à l'aide de modèles d'évaluation quantitative des risques. Les résultats sanitaires sont alors estimés d'après les données d'exposition à des doses élevées et les relations dose-réponse. Ces résultats peuvent servir directement de point de départ à la spécification d'objectifs en matière de qualité de l'eau ou de base à la mise au point d'autres types d'objectifs sanitaires. L'idéal est de définir des objectifs liés à des résultats sanitaires d'après les données relatives aux effets d'interventions testées sur des populations réelles, mais on parvient rarement à disposer de tels objectifs. Il est plus fréquent que les objectifs liés à des résultats sanitaires soient fixés d'après des niveaux de risque définis comme tolérables, qu'il s'agisse de valeurs absolues ou de fractions de la charge de morbidité totale, habituellement basés sur des études toxicologiques menées sur des animaux de laboratoire et quelquefois sur des données épidémiologiques.
2. *Objectifs en matière de qualité de l'eau* : Les objectifs en matière de qualité de l'eau sont établis pour les différents constituants de l'eau de boisson représentant un risque sanitaire en cas d'exposition à

long terme et dans les cas où les fluctuations de concentration sont de faible ampleur. Ils sont exprimés habituellement sous forme de valeurs guides (concentrations) s'appliquant aux substances ou aux produits chimiques concernés.

3. *Objectifs en matière de performance* : On emploie des objectifs en matière de performance dans le cas de constituants pour lesquels une exposition de courte durée présenterait un risque pour la santé publique ou dans celui où des fluctuations de concentration, en grand nombre ou de grande ampleur, peuvent se produire sur des courtes périodes, avec des conséquences importantes pour la santé. Ils sont habituellement basés sur une technologie et exprimés en termes de réduction nécessaire de la concentration de la substance en cause ou d'efficacité de la prévention de la contamination.
4. *Objectifs en matière de technologies spécifiées* : Les organismes de contrôle nationaux peuvent établir d'autres recommandations pour des actions spécifiques concernant des approvisionnements en eau de boisson à une échelle plus limitée (municipalité, collectivité ou ménage). Ces objectifs peuvent spécifier des dispositifs ou des procédés particuliers comme autorisés dans des situations données et/ou pour des types génériques de réseaux d'eau de boisson.

Il est important que les objectifs sanitaires soient réalistes compte tenu des conditions de fonctionnement locales et soient fixés de manière à protéger et à faire progresser la santé publique. Les objectifs sanitaires servent de base au développement des PGSSE, fournissent des critères permettant d'évaluer l'adéquation des installations existantes et contribuent à l'identification du niveau et du type d'inspection et de vérification analytique qui s'imposent.

La plupart des pays appliquent des objectifs de nature différente aux divers types d'approvisionnements et aux divers contaminants. Afin de s'assurer de la pertinence et de l'utilité de ces objectifs, il convient de mettre au point des scénarios représentatifs comprenant, si nécessaire, une description des hypothèses, des options de gestion, des mesures de maîtrise des risques et des systèmes d'indicateurs pour le suivi des résultats et la vérification. Ces scénarios doivent être élaborés à partir de recommandations générales permettant l'identification des priorités nationales, régionales ou locales et une mise en œuvre progressive, d'où l'assurance d'un meilleur usage des ressources disponibles.

Les objectifs sanitaires sont examinés plus en détail au Chapitre 3.

Le lecteur trouvera des recommandations sur la façon d'hierarchiser les constituants selon le plus grand risque pour la santé publique dans la section 2.5 et dans le document d'appui *Chemical safety of drinking-water* (Annexe 1).

2.2 Plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau

La maîtrise générale de la qualité microbiologique et chimique de l'eau de boisson requiert l'élaboration de plans de gestion qui, une fois mis en œuvre, fournissent une base à la protection des réseaux et au contrôle des procédés visant à vérifier que le nombre d'agents pathogènes et les concentrations de produits chimiques représentent un risque négligeable pour la santé publique et que cette eau est acceptable pour les consommateurs. Les plans de gestion élaborés par les fournisseurs d'eau sont des PGSSE. Un PGSSE comprend un système d'évaluation et de conception, des plans de surveillance opérationnelle et de gestion, incluant la documentation et la communication. Les éléments d'un PGSSE sont fondés sur le principe des barrières multiples, les principes de l'analyse des dangers et la maîtrise des points critiques et sur d'autres approches systématiques de gestion. Les plans doivent prendre en compte tous les aspects de l'approvisionnement en eau de boisson et être axés sur la maîtrise du captage, du traitement et de la distribution de l'eau de boisson.

De nombreux approvisionnements en eau de boisson fournissent une eau de boisson suffisamment saine sans qu'il existe de PGSSE formalisés. Parmi les avantages principaux de l'élaboration et de

l'application d'un PGSSE pour ces approvisionnements figurent l'évaluation systématique et détaillée ainsi que la hiérarchisation des dangers, la surveillance opérationnelle des barrières ou des mesures de maîtrise des risques et une meilleure documentation. En outre, un PGSSE fournit un système organisé et structuré permettant de minimiser le risque de défaillance par négligence ou défaut de gestion, ainsi que des plans d'intervention d'urgence pour faire face à des défaillances du réseau ou à des événements imprévus pouvant influencer sur la qualité de l'eau, tels que la fréquence accrue de sécheresses graves, de fortes précipitations ou d'inondations.

2.2.1 Évaluation et conception des réseaux

L'évaluation des réseaux d'eau de boisson est applicable mutatis mutandis aux grandes installations dotées de réseaux de distribution canalisés, aux approvisionnements collectifs canalisés ou non, y compris les pompes manuelles, ainsi qu'aux approvisionnements domestiques individuels, y compris l'eau de pluie. La complexité d'un PGSSE varie selon les circonstances. L'évaluation peut porter sur les infrastructures existantes ou sur les plans de nouveaux approvisionnements, ou encore sur la modernisation d'approvisionnements existants. La qualité de l'eau de boisson étant variable à travers le réseau, l'évaluation doit avoir pour objectif de déterminer si la qualité finale de l'eau fournie au consommateur répond quotidiennement aux objectifs sanitaires fixés. L'interprétation de la qualité de l'eau et des évolutions intervenant dans le réseau requiert l'intervention d'un expert. L'évaluation des réseaux doit périodiquement faire l'objet d'un bilan.

Cette évaluation doit prendre en compte le comportement de constituants ou de groupes de constituants choisis pouvant influencer sur la qualité de l'eau. Une fois les dangers réels et éventuels identifiés et documentés, y compris les événements et les scénarios susceptibles de nuire à la qualité de l'eau, il est possible d'estimer et de classer le niveau de risque associé à chaque danger d'après la probabilité et la gravité des conséquences.

La validation est une étape de l'évaluation des réseaux. On procède à cette opération pour s'assurer que les données étayant le plan sont correctes et qu'elles ont trait à l'évaluation des données scientifiques et techniques du PGSSE. Les éléments servant de base au PGSSE peuvent provenir d'une grande variété de sources, dont la littérature scientifique, des services de réglementation et de législation, des sources de données historiques, des organismes professionnels et des fournisseurs.

Le PGSSE est l'outil de gestion qui devrait être utilisé pour faciliter la réalisation effective des objectifs sanitaires et devrait être élaboré selon les étapes décrites dans le Chapitre 4. S'il est peu probable que le réseau soit capable de remplir les objectifs sanitaires, il convient de lancer un programme de modernisation (qui peut inclure des dépenses d'équipement ou des opérations de formation) pour s'assurer que l'approvisionnement en eau de boisson remplit les objectifs. Le PGSSE est un outil important pour identifier les défaillances et les cas où des améliorations sont particulièrement nécessaires. Dans l'intervalle, le PGSSE doit être utilisé et tous les efforts doivent être consentis pour distribuer une eau de la meilleure qualité possible. Lorsqu'il existe un risque important pour la santé publique, des mesures supplémentaires peuvent s'imposer, notamment la notification, la diffusion d'informations sur des mesures compensatoires (par exemple, faire bouillir ou désinfecter l'eau au point d'utilisation) et l'existence d'approvisionnements de substitution et de secours en cas de nécessité.

L'évaluation et la conception des réseaux sont traitées plus en détail dans la section 4.1 (voir également le document d'appui *Upgrading Water Treatment Plants* ; Annexe 1).

2.2.2 Surveillance opérationnelle

La surveillance opérationnelle consiste à effectuer des observations ou des mesures planifiées afin d'évaluer si les mesures de maîtrise des risques appliquées à un réseau d'eau de boisson donnent des résultats satisfaisants. Il est possible de fixer des limites s'appliquant à ces mesures de maîtrise des risques, de surveiller le dépassement éventuel de ces limites et de prendre des mesures correctives en cas de détection

d'un écart, avant que l'eau ne devienne insalubre. La surveillance opérationnelle peut inclure, par exemple, une évaluation rapide et régulière pour vérifier si la structure entourant une pompe manuelle est complète et n'est pas endommagée, si la turbidité de l'eau après filtration est inférieure à une certaine valeur ou si le chlore résiduel en aval des installations de désinfection ou en un point éloigné du réseau de distribution dépasse la valeur autorisée.

La surveillance opérationnelle consiste habituellement en de simples observations et tests afin de confirmer rapidement que les mesures de maîtrise des risques sont toujours opérantes. Les mesures de maîtrise des risques sont des actions mises en œuvre dans le réseau d'eau de boisson afin de prévenir, réduire ou éliminer les contaminations et sont identifiées dans l'évaluation du réseau. Elles incluent, par exemple, des mesures de gestion en lien avec le captage, la zone à proximité immédiate du puits, des filtres et un dispositif de désinfection, et des réseaux de distribution canalisés. Si la gestion collective est menée de manière appropriée, elle permettra d'atteindre les objectifs sanitaires.

La fréquence de la surveillance opérationnelle dépend de la nature de la mesure de maîtrise des risques : l'intégrité structurelle par exemple est contrôlée à un rythme qui va de mensuel à annuel, la turbidité est suivie en ligne ou très fréquemment et la teneur en désinfectants résiduels fait l'objet d'une surveillance quotidienne en plusieurs points ou en ligne et en continu. Si la surveillance fait apparaître un écart de la valeur surveillée avec les spécifications, il existe un risque que l'eau soit ou devienne insalubre. L'objectif est de prévenir la distribution d'une eau potentiellement insalubre grâce au suivi, à la fréquence requise, des mesures de maîtrise des risques, au moyen d'un programme d'échantillonnage rationnel.

La surveillance opérationnelle inclut l'observation ou la détermination de paramètres tels que la turbidité, le chlore résiduel ou l'intégrité structurelle. Des tests plus complexes ou plus coûteux pour les analyses microbiologiques et chimiques sont généralement utilisés lors des activités de validation et de vérification (évoquées dans les sections 4.1.7 et 4.3 respectivement) plutôt que dans le cadre de la surveillance opérationnelle.

Pour s'assurer non seulement du bon fonctionnement de la chaîne d'approvisionnement mais également pour confirmer l'obtention et le maintien d'une qualité satisfaisante de l'eau, il convient de procéder à des vérifications, comme indiqué dans la section 4.3.

L'utilisation d'organismes indicateurs (voir section 11.6) pour la surveillance de la qualité de l'eau est traitée dans le document d'appui *Assessing microbial safety of drinking water* (voir Annexe 1) et la surveillance opérationnelle est traitée plus en détail dans la section 4.2.

2.2.3 Plans de gestion, documentation et communication

Le plan de gestion donne des précisions sur l'évaluation du réseau, la surveillance opérationnelle et les plans de vérification et décrit les mesures à prendre en fonctionnement normal et en cas d'« incidents » pouvant donner lieu à une perte de contrôle du réseau. Le plan de gestion doit aussi présenter les procédures et autres programmes secondaires nécessaires à un fonctionnement optimal du réseau d'eau de boisson.

Comme il est rare que tous les aspects d'un réseau d'eau de boisson puissent être gérés par un organisme unique, il importe de définir les rôles et les responsabilités des divers organismes impliqués, afin de coordonner la planification et la gestion des différents aspects. Il convient donc de mettre en place des mécanismes et des procédures de consignation des données adéquats pour s'assurer de l'implication et de l'engagement des parties prenantes. Il peut s'agir notamment d'établir des groupes, des comités ou des groupes spéciaux comprenant des représentants appropriés, ou de développer des accords de partenariat, dont par exemple des mémorandums d'accord signés (voir également la section 1.2).

Il est indispensable de documenter l'ensemble des aspects de la gestion de la qualité de l'eau de boisson. Les éléments consignés doivent décrire les activités entreprises et la manière dont les procédures sont appliquées. Ils doivent aussi comprendre des données détaillées sur :

- l'évaluation du réseau d'eau de boisson (y compris les tracés de circulation des eaux et les dangers potentiels) ;
- les mesures de maîtrise des risques, la surveillance opérationnelle et les plans de vérification ainsi que la régularité des résultats ;
- le fonctionnement au jour le jour et les procédures de gestion ;
- les plans de gestion des incidents et d'intervention d'urgence ;
- des mesures d'appoint, comprenant :
 - des programmes de formation ;
 - des travaux de recherche et développement ;
 - des procédures d'évaluation des résultats et de notification ;
 - des évaluations des performances, des audits et des bilans ;
 - des protocoles de communication ;
- des consultations de la communauté.

Il faut que les systèmes de consignation et d'enregistrement des données restent aussi simples et précis que possible. En supposant que les exploitants disposent de qualifications et de compétences appropriées, le niveau de détail de la documentation des procédures doit être suffisant pour permettre un contrôle opérationnel.

Il convient de mettre en place des mécanismes prévoyant l'examen périodique et, si nécessaire, la révision des registres documentaires pour tenir compte de l'évolution des circonstances. Ces registres doivent être rassemblés de manière à faciliter toute modification éventuellement nécessaire. Il convient de mettre au point un système de contrôle des registres documentaires pour s'assurer que les versions en usage sont les plus récentes et que les documents obsolètes ont été éliminés.

Un dispositif de consignation et de notification des incidents et des situations de crise doit aussi être mis en place. Les exploitants doivent tirer le plus d'enseignements possible des incidents, de manière à mieux préparer et planifier les ripostes aux événements futurs. Le bilan d'un incident peut faire ressortir la nécessité de modifier les protocoles existants.

Une communication efficace, visant à sensibiliser la communauté et à lui faire connaître les problèmes liés à la qualité de l'eau de boisson et les divers domaines de responsabilité, aidera les consommateurs à comprendre les décisions arrêtées par un fournisseur d'eau de boisson à propos de ses prestations et à y prendre part, ou encore à accepter les contraintes portant sur l'utilisation des terres dans les zones de captage. Elle peut rendre les consommateurs mieux disposés à lever des fonds pour financer les améliorations nécessaires. Pour répondre aux attentes de la communauté, il est nécessaire d'avoir une compréhension globale des divers points de vue des individus et des groupes appartenant à cette communauté.

La gestion, la consignation des données et la communication sont traitées plus en détail dans les sections 4.4, 4.5 et 4.6.

2.3 Surveillance

Les organismes de surveillance sont responsables d'un examen indépendant (externe) et périodique de tous les aspects relatifs à la qualité et à la sécurité en matière de santé publique et devraient avoir le pouvoir

d'enquêter et d'imposer une action pour faire face à des flambées épidémiques de maladies véhiculées par l'eau causées par des contaminations ou à d'autres menaces pour la santé publique et de prendre des mesures correctives. L'action de surveillance consiste notamment à identifier des contaminations potentielles de l'eau de boisson et des maladies véhiculées par l'eau et, de manière plus proactive, à évaluer le respect des PGSSE et à encourager l'amélioration de la qualité, de la quantité, de l'accessibilité physique, de la couverture, de l'accessibilité économique et de la continuité des approvisionnements en eau de boisson.

La surveillance de l'eau de boisson requiert un programme systématique de collecte de données et d'enquêtes pouvant inclure le contrôle des plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, des analyses, des inspections sanitaires et des aspects administratifs et communautaires. Ce programme doit couvrir l'ensemble du réseau d'eau de boisson, y compris les sources et les activités au niveau du captage, les infrastructures de transport, qu'il s'agisse ou non de canalisations, les installations de traitement, les réservoirs de stockage et les réseaux de distribution.

Comme il importe d'apporter des améliorations graduelles et de classer par priorité les mesures à appliquer aux réseaux présentant les plus grands risques généraux pour la santé publique, il est avantageux d'adopter un système de classification pour la sécurité sanitaire des approvisionnements en eau de boisson (voir Chapitre 4). Dans le cas d'approvisionnements collectifs faisant l'objet d'analyses peu fréquentes et pour lesquels il est particulièrement inapproprié de se fier exclusivement aux résultats analytiques, on peut faire appel à des systèmes de classification plus complexes. Ces systèmes prendront normalement en compte à la fois les résultats analytiques et les inspections sanitaires, selon des démarches analogues à celles présentées dans la section 4.1.2.

Le rôle de la surveillance est évoqué dans la section 1.2.1 et au Chapitre 5.

2.4 Vérification de la qualité de l'eau de boisson

La sécurité sanitaire de l'eau de boisson est garantie par l'application d'un PGSSE, qui prévoit la surveillance de l'efficacité des mesures de maîtrise des risques au moyen de déterminants convenablement choisis. Outre cette surveillance opérationnelle, une vérification finale de la qualité s'impose.

La vérification réside dans la mise en œuvre de méthodes, de procédures ou d'analyses, en plus des opérations réalisées dans le cadre de la surveillance opérationnelle, pour déterminer si les performances de l'approvisionnement en eau sont en conformité avec les objectifs déclarés, définis par les objectifs sanitaires, et si le PGSSE doit être modifié ou validé une nouvelle fois.

La vérification de l'eau de boisson peut être effectuée par le fournisseur, par un organisme de surveillance ou par les deux en association (voir section 4.3). Bien que la vérification soit le plus souvent effectuée par un organisme de surveillance, un programme de vérification mené par le service de distribution peut améliorer le niveau de confiance, s'ajoutant aux règlements qui spécifient les paramètres et les fréquences de surveillance.

2.4.1 Qualité microbienne de l'eau

En ce qui concerne la qualité microbienne de l'eau, la vérification sera vraisemblablement fondée sur une analyse des micro-organismes indicateurs de contamination fécale, l'organisme type étant *Escherichia coli* ou des bactéries coliformes thermotolérantes (voir sections 4.3.1, 7.4 et 11.6). La surveillance d'agents pathogènes spécifiques ne peut être incluse que dans un nombre très limité de situations pour vérifier le lien entre une flambée et l'eau ou l'efficacité d'un PGSSE. La présence d'*Escherichia coli* apporte la preuve incontestable d'une contamination fécale récente et ce micro-organisme doit être totalement absent de l'eau de boisson. Dans certaines situations, des indicateurs supplémentaires, tels que des bactériophages ou des spores bactériennes, peuvent être utilisés.

Cependant, la qualité de l'eau peut varier rapidement et tous les réseaux sont sujets à des défaillances occasionnelles. L'eau de pluie, par exemple, peut accroître considérablement le niveau de contamination microbienne des eaux de source, et des flambées de maladies véhiculées par l'eau peuvent se manifester à la suite de précipitations. L'interprétation des résultats analytiques doit tenir compte de ces éventualités.

2.4.2 Qualité chimique de l'eau

L'évaluation de la qualité chimique de l'eau de boisson se fonde sur la comparaison entre les résultats de l'analyse qualitative de l'eau et des valeurs guides. Les présentes Directives fournissent des valeurs guides pour de nombreux autres contaminants chimiques que ceux qui affecteront réellement un approvisionnement en eau particulier ; dès lors, des choix judicieux pour le suivi et la surveillance doivent être faits avant de procéder à une évaluation fondée sur des analyses chimiques.

S'agissant des adjuvants (c'est-à-dire des substances chimiques dérivées principalement des matériaux et des produits chimiques utilisés dans la production et la distribution de l'eau de boisson), l'accent est mis sur le contrôle direct de la qualité de ces produits commerciaux. Les procédures d'analyse utilisées pour le contrôle des adjuvants dans l'eau de boisson évaluent habituellement la conformité des produits aux spécifications (voir section 8.5.4).

Comme indiqué dans le Chapitre 1, la plupart des produits chimiques ne sont préoccupants qu'après une exposition sur une longue durée. Néanmoins, certains produits chimiques dangereux susceptibles d'être présents dans l'eau de boisson suscitent des inquiétudes motivées par les effets pouvant résulter de séries d'exposition de courte durée. Lorsque la concentration du produit chimique concerné (par exemple, nitrates/nitrites associés à la méthémoglobinémie chez des nourrissons nourris au biberon) subit de fortes variations, même une série de mesures analytiques peut ne pas suffire à l'identification et à la description précise du risque pour la santé publique. Lorsqu'on s'efforce de maîtriser de tels dangers, il faut se concentrer à la fois sur la connaissance des facteurs causaux, tels que l'usage d'engrais en agriculture, et sur les tendances suivies par les concentrations détectées, car celles-ci peuvent indiquer la possibilité de survenue ultérieure d'un problème grave. D'autres dangers peuvent se manifester de manière intermittente, souvent en association avec une activité ou des circonstances saisonnières comme la prolifération de cyanobactéries toxiques dans les eaux de surface.

Une *valeur guide* correspond à la concentration d'un constituant pour laquelle le risque encouru par le consommateur, en supposant qu'il consomme l'eau concernée pendant la totalité de sa vie, ne dépasse pas le risque tolérable pour la santé. Les valeurs guides relatives à certains contaminants chimiques (plomb ou nitrate, par exemple) sont définies de manière à protéger les sous-populations sensibles. Elles protègent aussi la population générale sur la durée d'une vie humaine.

Il importe que les valeurs guides recommandées soient scientifiquement fondées, faciles à mettre en œuvre à la fois sur le plan pratique et technique et protègent la santé publique. Normalement, elles ne sont pas fixées à des concentrations inférieures aux limites de détection pouvant être atteintes dans les conditions d'analyse en laboratoire courantes. En outre, certaines valeurs guides sont établies en tenant compte des techniques disponibles pour prévenir, éliminer ou réduire au niveau souhaité la présence de contaminants. Dans certains cas, par conséquent, des valeurs guides provisoires ont été affectées aux contaminants pour lesquels les valeurs calculées reposant sur des arguments sanitaires ne peuvent être respectées dans la pratique.

2.5 Identification des préoccupations prioritaires

Les présentes Directives couvrent un grand nombre de constituants potentiels de l'eau de boisson afin de répondre aux besoins divers des pays du monde entier. En général, toutefois, dans chaque cas particulier, un petit nombre seulement de constituants est source de préoccupations pour la santé publique. Il est essentiel que l'organisme de réglementation national et les autorités locales de gestion de l'eau identifient les différents

constituants importants dans le contexte local et prennent des mesures en conséquence, ce qui permettra de consacrer prioritairement les efforts et les investissements aux constituants qui représentent le plus grand risque pour la santé publique.

De nombreux constituants microbiens et chimiques peuvent engendrer des effets préjudiciables à la santé humaine. La détection de ces constituants dans l'eau brute comme dans l'eau distribuée aux consommateurs est souvent lente, complexe et coûteuse, ce qui limite les possibilités d'alerte précoce et l'accessibilité économique. La protection de la santé publique ne peut reposer uniquement sur la détermination de la qualité de l'eau. Comme il n'est faisable ni physiquement ni économiquement de mesurer tous les paramètres de qualité de l'eau de boisson, il convient de planifier avec soin les efforts de surveillance et l'utilisation des ressources et de les consacrer préférentiellement à des aspects importants ou essentiels.

Les objectifs sanitaires sont établis pour les constituants de l'eau potentiellement dangereux et fournissent une base pour l'évaluation de la qualité de l'eau. Les différents paramètres peuvent imposer des priorités diverses en matière de gestion, avec toujours pour objectif d'améliorer et de protéger la santé publique. En général, les priorités, classées dans l'ordre décroissant, sont les suivantes :

- s'assurer d'un approvisionnement suffisant en eau microbiologiquement saine et préserver son acceptabilité de manière à décourager les consommateurs de recourir à une eau potentiellement moins saine sur le plan microbien ;
- gérer les principaux dangers chimiques connus pour leurs effets préjudiciables sur la santé ;
- prendre en compte d'autres dangers chimiques, en particulier ceux qui affectent l'acceptabilité de l'eau de boisson en termes de goût, d'odeur et d'aspect ;
- appliquer les technologies appropriées pour réduire les concentrations de contaminants au niveau de la source jusqu'à ce qu'elles se situent à des valeurs inférieures aux valeurs guides ou réglementaires.

Les deux aspects essentiels déterminant le choix des dangers pour lesquels il est souhaitable de fixer une norme sur des bases sanitaires sont les impacts sanitaires (gravité) associés à la substance et la probabilité d'une survenue significative de l'évènement (exposition). Associés, ces éléments déterminent le risque lié à un danger potentiel particulier. En ce qui concerne les dangers microbiens, la détermination des objectifs sera influencée par probabilité de la survenue de l'évènement et les concentrations dans les eaux de source ainsi que la contribution relative des organismes véhiculés par l'eau dans la maladie concernée. En ce qui concerne les dangers chimiques, les facteurs à prendre en compte sont la gravité des effets sanitaires et la fréquence de l'exposition de la population en association avec la concentration à laquelle elle sera exposée. La probabilité des effets sanitaires dépend clairement de la toxicité et de la concentration mais elle dépend aussi de la durée d'exposition. Les impacts sanitaires de la plupart des produits chimiques sont associés à une exposition sur le long terme. Donc, dans le cas où une exposition est occasionnelle, le risque d'un effet sanitaire négatif sera vraisemblablement faible, sauf si la concentration est extrêmement élevée. Les substances les plus prioritaires seront donc celles qui sont très répandues, sont présentes dans les sources d'eau de boisson ou dans l'eau de boisson, constamment ou la plupart du temps, à des concentrations préoccupantes pour la santé.

Des recommandations pour déterminer les substances chimiques importantes dans une situation particulière sont présentées dans le document d'appui *Chemical safety of drinking-water* (Annexe 1).

Bien que l'OMS ne fixe pas de valeurs guides formelles pour des substances sur la base de l'acceptabilité par le consommateur (c'est-à-dire des substances qui affectent l'aspect, le goût ou l'odeur de l'eau de boisson), il n'est pas rare que des normes soient fixées pour des substances et des paramètres relatifs à l'acceptabilité par le consommateur. Bien que le dépassement de telles normes ne soit pas directement un problème sanitaire, cela peut conduire les consommateurs à se procurer l'eau à partir d'une autre source moins sûre. De telles normes sont habituellement fondées sur des considérations locales d'acceptabilité.

Les priorités doivent être établies à partir d'une évaluation systématique, résultant d'un effort collectif de l'ensemble des organismes concernés et peuvent s'appliquer au niveau national ou à un niveau spécifique d'un réseau. Au niveau national, les priorités doivent être fixées de manière à identifier les dangers pertinents sur la base d'une évaluation des risques, c'est-à-dire la gravité et l'exposition. Au niveau des approvisionnements individuels en eau, il peut être nécessaire de fixer également des priorités pour les

constituants, en vue d'une gestion efficace du réseau. Ces processus peuvent nécessiter l'intervention d'un large spectre de parties prenantes, notamment des autorités chargées de la santé, des ressources en eau, de l'approvisionnement en eau de boisson, de l'environnement, de l'agriculture et des services géologiques/de l'extraction minière afin de parvenir à un échange d'informations et à un consensus sur les questions relatives à la qualité de l'eau de boisson.

2.5.1 Évaluation de la qualité de l'eau de boisson

Afin de déterminer quels constituants sont effectivement concernés, il sera nécessaire d'effectuer une évaluation de la qualité de l'eau de boisson. Il est important d'identifier quels types de réseaux d'eau de boisson sont en place dans le pays (par exemple, réseaux de distribution canalisés, non canalisés, eau vendue) et la qualité des sources et approvisionnements en eau de boisson.

D'autres informations doivent être prises en compte dans l'évaluation, notamment la catégorie du captage (protégé, non protégé), les rejets d'eaux usées, la géologie, la topographie, l'utilisation des terres agricoles, les activités industrielles, les enquêtes sanitaires, les dossiers de surveillance antérieure, les inspections et les connaissances locales et communautaires. Plus les sources de données seront diversifiées, plus les résultats du processus seront utiles.

Dans nombre de situations, les autorités ou les consommateurs peuvent avoir déjà identifié un certain nombre de problèmes affectant la qualité de l'eau de boisson, notamment lorsqu'ils sont à l'origine d'effets sanitaires évidents ou de difficultés d'acceptabilité. Ces problèmes existants devraient normalement être hautement prioritaires.

Les approvisionnements en eau de boisson qui représentent les plus grands risques pour la santé publique doivent être identifiés et les ressources doivent être allouées en conséquence.

2.5.2 Évaluation des priorités dans le domaine microbien

S'agissant de l'eau de boisson, le risque sanitaire le plus courant et le plus répandu est la contamination microbienne, d'où l'importance capitale de toujours maîtriser celle-ci. La priorité doit être accordée à l'amélioration et au développement des approvisionnements en eau de boisson comportant le risque sanitaire le plus élevé.

S'agissant de l'eau de boisson, le risque sanitaire le plus courant et le plus répandu est la contamination microbienne ; il est donc essentiel de toujours maîtriser celle-ci.

La section 3.2 présente les objectifs sanitaires relatifs aux contaminants microbiens et le Chapitre 7 traite de manière approfondie des aspects microbiologiques de la qualité de l'eau de boisson.

2.5.3 Évaluation des priorités dans le domaine chimique

On ne retrouve pas la totalité des produits chimiques pour lesquels des valeurs guides ont été définies dans tous les approvisionnements en eau de boisson ou même dans tous les pays. Lorsque ces produits sont présents, ce peut être à des concentrations suffisamment faibles pour ne pas être préoccupantes. Inversement, certains produits chimiques n'ayant pas donné lieu à l'établissement d'une valeur guide ou non envisagés dans ces Directives peuvent néanmoins motiver des inquiétudes légitimes au plan local, dans des circonstances particulières.

Les stratégies de gestion des risques (telles qu'exprimées dans les normes nationales et à travers les activités de surveillance) et l'engagement des ressources doivent accorder la priorité aux produits chimiques qui présentent un risque pour la santé humaine ou à ceux ayant un impact notable sur l'acceptabilité de l'eau.

Il n'existe que peu de produits chimiques pour lesquels on ait mis en évidence des effets sur la santé humaine de grande ampleur à la suite d'une exposition via l'eau de boisson, à l'occasion de leur présence en quantités excessives. Il s'agit notamment des fluorures, de l'arsenic et des nitrates. On a également relevé des effets sur la santé humaine associés au plomb (provenant des installations de plomberie domestiques) dans certaines zones et, dans d'autres endroits, les risques d'extension d'une exposition au sélénium et à l'uranium à des concentrations pouvant agir sur la santé humaine sont inquiétants. Le fer et le manganèse sont des contaminants importants en raison de leur influence sur l'acceptabilité. Ces constituants doivent être pris en compte dans tout processus de fixation des priorités. Dans certains cas, l'évaluation indiquera l'absence de risque d'exposition notable au niveau du pays, de la région ou du réseau.

L'eau de boisson peut n'apporter qu'une contribution mineure à l'exposition globale à un produit chimique donné et il arrive que la maîtrise des concentrations dans l'eau de boisson, moyennant un coût parfois considérable, n'ait qu'un impact réduit sur l'exposition globale. Les stratégies de gestion des risques liés à l'eau de boisson doivent donc tenir compte des autres sources potentielles d'exposition humaine.

Le processus d'établissement d'une « liste restreinte » de produits chimiques préoccupants peut résider initialement dans une simple classification des risques, du plus faible au plus élevé, avec pour objectif d'identifier les problèmes généraux. Le processus pourra être affiné par l'exploitation des données provenant d'évaluations et d'analyses plus détaillées et par la prise en compte des événements rares, des facteurs de variabilité et des incertitudes.

Le document d'appui *Chemical safety of drinking-water* (Annexe 1) propose des conseils sur la manière de classer par priorité les produits chimiques contenus dans l'eau de boisson. Ces conseils prennent notamment en considération les aspects suivants :

- probabilité d'exposition (y compris la durée d'exposition) du consommateur au produit chimique ;
- concentration du produit chimique susceptible de provoquer des effets sanitaires (voir également la section 8.5) ;
- preuves des effets sur la santé ou de l'exposition résultant de l'absorption d'eau de boisson, différenciés de ceux ou de celle dus à d'autres sources, et facilité relative de la maîtrise des différentes sources d'exposition.

Le lecteur pourra se procurer des données supplémentaires sur les dangers et les risques associés à de nombreux produits chimiques ne figurant pas dans ces Directives en consultant plusieurs sources, dont des monographies de l'OMS concernant les critères d'hygiène de l'environnement et des documents internationaux succincts sur l'évaluation des risques chimiques, des rapports de la réunion du Comité mixte de la Fondation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO)/OMS sur les résidus de pesticides et du Comité mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires ainsi que des informations provenant d'autorités nationales compétentes. Ces sources d'information ont fait l'objet d'examen par des pairs et fournissent des données d'accès facile sur la toxicologie, les dangers et les risques de nombreux contaminants moins courants. Elles peuvent aider les fournisseurs d'eau et les responsables de la santé à décider de l'importance (si tant est qu'il en ait une) d'un produit chimique détecté et des mesures qu'il convient de prendre en conséquence.

2.6 Définition de normes de qualité de l'eau de boisson

Les objectifs sanitaires, notamment les valeurs guides numériques et d'autres objectifs décrits dans *Guidelines for drinking-water quality* ne doivent pas être interprétés comme des limites ayant une valeur contraignante, mais comme des points de départ fondés sur des données scientifiques pour la définition de normes nationales ou régionales quantitatives relatives à la qualité de l'eau de boisson. Il n'existe pas de stratégie unique universellement applicable. La nature et la forme des normes s'appliquant à l'eau de boisson peuvent donc varier d'un pays ou d'une région à l'autre.

Lors de l'élaboration de normes nationales sur l'eau de boisson fondées à partir des présentes Directives, divers facteurs environnementaux, sociaux, culturels, économiques, alimentaires et autres influant sur l'exposition potentielle doivent être pris en compte. En conséquence, les normes nationales peuvent différer notablement des présentes Directives quant à leur portée et aux risques ciblés. Un programme reposant sur des objectifs modestes mais réalistes – dont un nombre réduit de paramètres de qualité de l'eau liés à des considérations sanitaires prioritaires et fixés à des niveaux atteignables et compatibles avec un degré raisonnable de protection de la santé publique en termes de réduction de la morbidité ou du risque de maladies au sein de la population – peut être plus productif qu'un programme trop ambitieux, en particulier si les objectifs sont périodiquement revus à la hausse.

Pour garantir l'acceptabilité des normes auprès des consommateurs, il convient que les communautés desservies comme les principaux utilisateurs de l'eau participent au processus de la normalisation. Les organismes de santé publique peuvent être plus proches de la communauté que ceux responsables de l'approvisionnement de celle-ci en eau de boisson. Au niveau local, ils interagissent aussi avec d'autres secteurs (éducation, par exemple), et une action commune est indispensable à l'implication active de la communauté.

2.6.1 Adaptation des valeurs guides aux normes locales pertinentes

Afin de prendre en compte les variations d'exposition à différentes sources (par exemple, l'eau, la nourriture) dans différentes parties du monde, la proportion de la dose journalière tolérable attribuée à l'eau de boisson lors de la fixation des valeurs guides relatives à de nombreuses substances chimiques diffèrera. Lorsqu'elles disposent de données d'exposition pertinentes, les autorités sont encouragées à définir des valeurs guides spécifiques d'un contexte, adaptées aux circonstances et aux conditions locales. Par exemple, dans les zones où l'on sait que l'absorption d'un contaminant particulier à partir de l'eau de boisson est beaucoup plus importante que celle due à d'autres sources (air et aliments, par exemple), il peut être préférable d'affecter une plus grande proportion de la dose journalière tolérable à l'eau de boisson pour déterminer une valeur guide plus appropriée aux conditions locales.

La quantité quotidienne d'eau ingérée peut varier significativement dans différentes parties du monde, selon la saison et en particulier quand les consommateurs effectuent des travaux manuels sous des climats chauds. Des ajustements locaux de la valeur fixée pour la consommation quotidienne peuvent être nécessaires lors de la définition des normes locales, dans le cas des fluorures par exemple.

Des substances volatiles présentes dans l'eau peuvent être libérées dans l'air quand l'utilisateur prend une douche ou lors d'autres activités domestiques. Dans de telles situations, l'inhalation peut devenir une voie d'exposition significative. Quand il s'avère qu'une telle exposition est importante pour une substance donnée (c'est-à-dire en cas de forte volatilité, faible taux de ventilation et fréquence élevée de douches/bains), il peut être pertinent d'ajuster la valeur guide en conséquence. Pour les substances qui sont particulièrement volatiles, telles que le chloroforme, le facteur de correction sera approximativement équivalent à un doublement de l'exposition. Pour plus de détails, le lecteur peut consulter la section 8.2.9.

2.6.2 Examen et révision périodiques des normes

À mesure du progrès des connaissances, il peut s'avérer nécessaire de modifier les valeurs guides spécifiques ou de prendre en compte de nouveaux dangers pour la sécurité sanitaire de l'eau de boisson. Des changements dans les technologies de traitement de l'eau de boisson et dans les méthodes d'analyse des contaminants peuvent également apparaître. Les normes nationales ou infranationales doivent donc faire l'objet d'un examen périodique et être structurées de telle manière que ces changements puissent être effectués aisément. Il peut être nécessaire d'opérer des changements pour modifier les normes, supprimer des paramètres ou en ajouter de nouveaux, mais aucun changement ne doit intervenir sans justification appropriée par une évaluation des risques et une hiérarchisation des ressources pour la protection de la santé publique. Lorsque des changements sont justifiés, il importe qu'ils soient communiqués à toutes les parties prenantes.

2.7 Réglementations relatives à l'eau de boisson et politiques et programmes d'appui

L'intégration d'une gestion préventive des risques et d'une stratégie d'hierarchisation pour les réglementations, politiques et programmes relatifs à la qualité de l'eau de boisson répond aux objectifs suivants :

- veiller à ce que les réglementations confortent la hiérarchisation des paramètres de qualité de l'eau de boisson à tester, au lieu d'imposer de tester chaque paramètre indiqué dans les présentes directives ;
- garantir la mise en œuvre de mesures appropriées d'assainissement aux niveaux de la communauté et des foyers et encourager les mesures destinées à prévenir ou atténuer les contaminations à la source ;
- identifier les approvisionnements en eau de boisson associés aux plus grands risques pour la santé publique et allouer les ressources en conséquence.

2.7.1 Réglementations

L'alignement des réglementations nationales relatives à la qualité de l'eau sur les principes présentés dans les présentes Directives garantira :

- qu'il existe un lien explicite entre les réglementations relatives à la qualité de l'eau de boisson et la protection de la santé publique ;
- que la réglementation est conçue de manière à garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson de la source au consommateur, en utilisant des barrières multiples ;
- que les réglementations sont fondées sur de bonnes pratiques qui se sont avérées appropriées et efficaces à long terme ;
- qu'une variété d'outils sont en place pour favoriser et garantir le respect des législations, notamment des programmes d'éducation et de formation, des mesures incitatives pour encourager les bonnes pratiques et des pénalités, si des mesures coercitives sont nécessaires ;
- que les réglementations sont appropriées et réalistes dans des contextes nationaux, infranationaux et locaux, incluant des dispositions ou des stratégies adaptées à certains contextes ou types d'approvisionnements, tels que de petits approvisionnements d'eau communautaires ;
- que les rôles et responsabilités des parties prenantes, notamment la façon dont elles doivent coopérer, sont clairement définis ;
- que les informations correspondant aux questions « quoi, quand et comment » sont échangées entre les parties prenantes, y compris les consommateurs, et que les actions nécessaires sont clairement définies pour une exploitation normale ainsi que pour faire face à des incidents ou des situations de crise ;
- que les réglementations sont adaptables afin de tenir compte des changements de situation, de l'évolution des connaissances et des innovations technologiques et sont périodiquement réexaminées et actualisées ;
- que les réglementations sont appuyées par des politiques et programmes appropriés.

Les réglementations relatives à la qualité de l'eau de boisson devraient avoir pour but de garantir aux consommateurs un accès à une eau de boisson saine, de manière durable et en quantité suffisante. Une législation favorable devrait conférer des pouvoirs et une portée étendus aux réglementations concernées et inclure des objectifs de protection de la santé publique, tels que la prévention des maladies transmises par l'eau, et permettre un approvisionnement approprié en eau de boisson. Les réglementations relatives à l'eau de boisson devraient être axées sur des améliorations de l'approvisionnement et de la sécurité sanitaire de l'eau de boisson par un ensemble de dispositions, d'outils et de stratégies visant à les faire respecter. Bien qu'il soit nécessaire de prévoir des sanctions dans les réglementations, l'objectif principal n'est pas la fermeture des approvisionnements en eau défectueux.

Les réglementations relatives à la qualité de l'eau de boisson ne sont pas le seul mécanisme permettant d'assurer la protection de la santé publique. Il existe d'autres mécanismes de régulation, notamment des mécanismes en lien avec la protection de l'eau de source, l'infrastructure, le traitement de l'eau et son approvisionnement, la surveillance et l'action face à une contamination potentielle et la survenue de maladies véhiculées par l'eau.

Les réglementations relatives à la qualité de l'eau de boisson peuvent également servir à établir des normes provisoires, à permettre des aménagements et des dérogations dans le cadre d'une politique nationale ou régionale, plutôt que de découler d'initiatives locales. Ces dispositions peuvent prendre la forme d'exemptions temporaires pour certaines communautés ou zones pendant des périodes déterminées. Des objectifs à court et moyen termes doivent être fixés de telle manière que les risques les plus importants pour la santé humaine soient maîtrisés en priorité. Les cadres réglementaires doivent appuyer des améliorations progressives visant des objectifs à long terme.

2.7.2 Politiques et programmes d'appui

L'établissement et la promulgation de réglementations ne garantiront pas à eux seuls la protection de la santé publique. Les réglementations doivent être étayées par des politiques et des programmes appropriés. Pour cela, il faut veiller à ce que les autorités de réglementation, telles que les organismes chargés de faire respecter la loi, disposent de ressources suffisantes pour assumer leurs responsabilités et que des appuis appropriés en termes de politiques et de programmes soient en place pour aider les parties impliquées à se conformer aux réglementations. En d'autres termes, les appuis appropriés doivent être en place de telle sorte que ceux qui sont soumis aux réglementations et ceux qui sont responsables de leur application ne soient pas mis en situation d'échec.

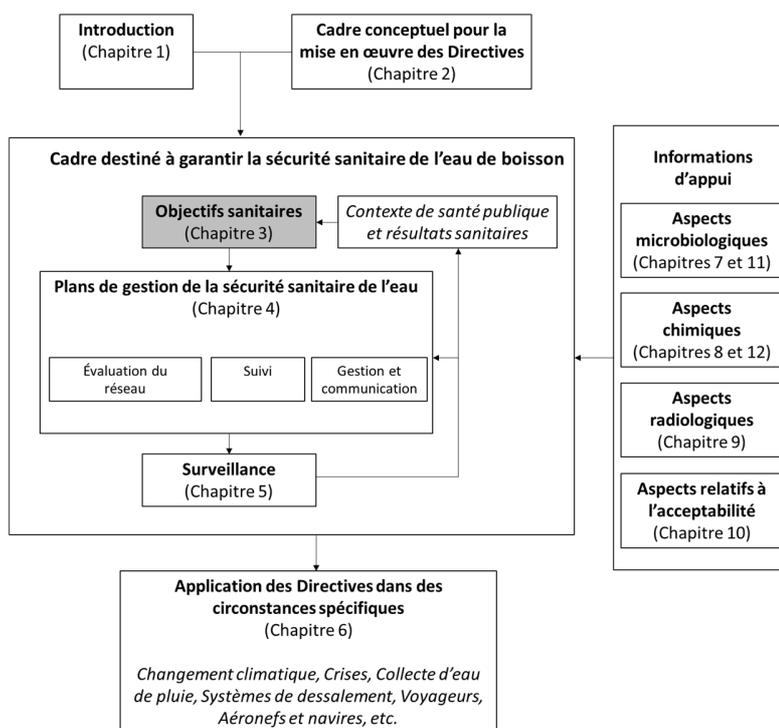
L'absence de réglementations appropriées ne doit pas conduire à différer la mise en œuvre ou la modification des politiques et programmes visant à fournir une eau de boisson saine. Même lorsque les réglementations relatives à l'eau de boisson n'existent pas encore, il peut être possible d'encourager, et même d'imposer, la fourniture d'une eau de boisson saine, par des efforts portant sur l'éducation ou par des accords contractuels commerciaux entre le consommateur et le fournisseur (accords de droit civil, par exemple).

Dans les pays qui ne disposent pas d'un accès universel à une eau de boisson saine, avec une qualité de service acceptable, les politiques appliquées doivent se référer aux objectifs exprimés en faveur d'un élargissement de l'accès durable à une eau de boisson saine. Les déclarations politiques doivent être cohérentes avec les objectifs du Millénaire pour le développement (<http://www.un.org/millenniumgoals/>), établis par la déclaration du Millénaire des Nations Unies et doivent prendre en compte les niveaux d'accès acceptables définis dans le Commentaire général 15 sur le droit à l'eau du Comité des Nations Unies sur les Droits économiques, sociaux et culturels (<http://umn.edu/humanrts/gencomm/escgencom15.htm>) et dans les documents associés.

3. Objectifs sanitaires

Les objectifs sanitaires sont des objectifs mesurables relatifs à la santé, à la qualité de l'eau ou à des résultats, qui ont été fixés en se fondant sur une appréciation de la sécurité sanitaire et sur des évaluations des risques liés aux dangers associés à l'eau. Les présentes directives décrivent quatre types d'objectifs sanitaires, applicables à tous les types de dangers et d'approvisionnements en eau :

1. objectifs en matière de résultats sanitaires (par exemple, charge de morbidité tolérable) ;
2. objectifs en matière de qualité de l'eau (par exemple, valeurs guides pour les dangers chimiques) ;
3. objectifs en matière de performance (par exemple, réductions logarithmiques d'agents pathogènes spécifiques) ;
4. objectifs en matière de technologies spécifiées (par exemple, application de processus de traitement définis).



Ces objectifs sont des composantes habituelles des directives ou normes existantes relatives à l'eau de boisson qui sont utilisées pour protéger et améliorer la qualité de l'eau de boisson et, partant, la santé humaine. Ils constituent des références pour les fournisseurs d'eau et les instances de réglementation permettant de confirmer l'adéquation des réseaux existants ou la nécessité de les améliorer. Ils appuient le développement de plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau et la vérification de la réussite de leur mise en œuvre. Si nécessaire, les objectifs sanitaires peuvent servir d'appui à des améliorations progressives en posant des jalons guidant les progrès dans la réalisation d'objectifs en matière de sécurité sanitaire de l'eau et de santé publique. À cet effet, des examens périodiques et des mises à jour des priorités et des objectifs sont normalement nécessaires. Les normes et règles devraient également être mis à jour périodiquement (voir section 2.6.2).

Les objectifs sanitaires devraient contribuer à déterminer des interventions spécifiques appropriées pour distribuer une eau de boisson saine, notamment des mesures de maîtrise des risques, telles que la protection des sources et les procédés de traitement.

Les objectifs sanitaires peuvent servir d'appui à des améliorations progressives en posant des jalons guidant les progrès dans la réalisation d'objectifs en matière de sécurité sanitaire de l'eau et de santé publique.

3.1 Définition des objectifs sanitaires

Des objectifs sanitaires peuvent être définis quel que soit le niveau de développement des pays. Pour garantir une protection et une amélioration sanitaires efficaces, les objectifs doivent être réalistes, mesurables, fondés sur des données scientifiques et adaptés aux conditions locales (notamment économiques, environnementales, sociales et culturelles) et aux ressources financières, techniques et institutionnelles. Les objectifs sanitaires doivent être intégrés dans une politique globale de santé publique, prenant en compte l'état de la santé publique et ses tendances ainsi que la contribution de l'eau de boisson à la transmission de maladies infectieuses et à l'exposition globale aux produits chimiques dangereux, dans des situations particulières, comme dans le cadre d'une prise en charge globale de la santé.

Bien que l'eau puisse constituer une source de dangers microbiens, chimiques ou radiologiques, elle n'est en aucun cas la seule source. Lors de la définition des objectifs, il convient de tenir compte d'autres sources, notamment les aliments, l'air, les contacts entre individus, les produits de consommation ainsi qu'un assainissement et une hygiène personnelle insuffisants. Il y a peu d'intérêt à fixer des objectifs stricts pour l'eau de boisson lorsque la charge globale de morbidité d'une maladie résultant de multiples voies d'exposition est très élevée. Par exemple, il n'est pas très utile de fixer des objectifs stricts relatifs à un danger chimique si l'eau de boisson ne contribue que pour une faible proportion à l'exposition totale à cette substance chimique. Le coût associé à la satisfaction de tels objectifs pourrait détourner inutilement des fonds d'autres interventions sanitaires plus pressantes et n'est pas cohérent avec l'objectif de santé publique consistant à réduire les niveaux globaux de risques dus à l'ensemble des sources d'exposition aux dangers environnementaux (Prüss et al., 2002 ; Prüss & Corvalan, 2006).

Il importe également de prendre en considération l'impact de l'intervention proposée sur les taux d'incidence globaux de maladies. Dans le cas de certains agents pathogènes et des maladies qui leur sont associées, les interventions portant sur la qualité de l'eau peuvent être inefficaces et, par conséquent, non justifiées. Il peut en être ainsi lorsque d'autres voies d'exposition sont prédominantes. Pour d'autres agents, une longue expérience a prouvé l'efficacité d'une amélioration de l'approvisionnement en eau de boisson et de la gestion de la qualité de celle-ci dans la lutte contre les maladies liées à l'eau, telles que la typhoïde et la dysenterie.

D'une manière générale, il convient d'envisager les objectifs sanitaires dans le contexte d'une politique de santé publique plus large, englobant des initiatives pour améliorer l'assainissement, l'élimination des déchets, l'hygiène personnelle et la formation du public aux moyens de réduire à la fois l'exposition aux dangers et l'impact de l'activité des personnes sur les ressources en eau. Améliorer la santé publique, réduire la charge d'agents pathogènes et limiter les conséquences des activités humaines sur les ressources en eau contribuent à la sécurité sanitaire de l'eau de boisson (Howard et al., 2002). La fixation d'objectifs prioritaires devrait normalement indiquer les causes principales d'une maladie qui devraient être traitées en priorité, en tenant compte des coûts et des impacts de ces interventions. Cependant, cela ne signifie pas que les objectifs de moindre importance doivent être négligés s'ils peuvent être atteints à peu de frais, pour autant que ces efforts ne détournent pas l'attention des objectifs principaux.

Un concept important dans l'affectation des ressources visant à améliorer la sécurité sanitaire de l'eau de boisson est la possibilité de fixer des objectifs transitoires moins rigoureux en s'appuyant sur des systèmes rationnels de gestion des risques afin d'encourager des améliorations progressives de la qualité de l'eau de boisson. À cet égard, les objectifs sanitaires peuvent être utilisés comme base pour appuyer et mesurer l'amélioration progressive de la qualité de l'eau. Les améliorations peuvent porter sur une évolution vers des objectifs toujours plus rigoureux ou vers des types d'objectifs reflétant plus précisément les finalités en matière de protection de la santé (par exemple, d'objectifs en matière de technologies spécifiées vers des objectifs en matière de performance).

Le processus de formulation, de mise en œuvre, de communication et d'évaluation des objectifs sanitaires bénéficient à la gestion préventive globale de la qualité de l'eau de boisson dans son ensemble. Ces bénéfices sont présentés dans le Tableau 3.1.

Tableau 3.1 Bénéfices des objectifs sanitaires

Stade de développement de l'objectif	Bénéfice
Formulation	<p>Apport d'informations sur l'état de santé de la population</p> <p>Mise en évidence des lacunes en matière de connaissances</p> <p>Bases pour la fixation des priorités</p> <p>Plus grande transparence de la politique sanitaire</p> <p>Promotion de la cohérence entre les programmes sanitaires nationaux</p> <p>Stimulation des débats</p>
Mise en œuvre	<p>Motivation des autorités participantes dans le cadre de l'arrêt des mesures à prendre</p> <p>Renforcement de l'engagement</p> <p>Encouragement de la responsabilisation</p> <p>Guide pour l'affectation rationnelle des ressources</p>
Évaluation	<p>Pose de jalons pour les éléments d'amélioration</p> <p>Possibilités de prendre des mesures visant à corriger les insuffisances et/ou les écarts</p> <p>Identification des besoins et des incohérences en matière de données</p>

3.2 Années de vie corrigées de l'incapacité, charge de morbidité tolérable et niveau de risque de référence

An niveau national, les décisions concernant le risque acceptable et la charge de morbidité tolérable sont complexes et doivent prendre en compte la probabilité et la gravité de l'effet en plus des dimensions environnementales, sociales, culturelles, économiques et politiques qui jouent des rôles importants au plan décisionnel. Les négociations interviennent fortement dans ces processus et le résultat peut être spécifique à chaque situation. Nonobstant la complexité de ces décisions, il est nécessaire de fixer des définitions des charges de morbidité tolérables et des niveaux de risque de référence afin de disposer d'un niveau de référence pour définir des objectifs sanitaires et un point de départ pour les décisions s'appliquant à des situations spécifiques.

La « charge de morbidité tolérable d'une maladie » représente la limite supérieure de la charge des effets sanitaires associés à une maladie véhiculée par l'eau qui est établie par les responsables de l'élaboration des politiques nationales. Un « niveau de risque de référence » est un terme équivalent utilisé dans le contexte de l'évaluation quantitative des risques.

Les charges de morbidité tolérables de maladies liées à l'eau sont généralement définies en termes de résultats spécifiques, tels qu'une valeur maximale de la fréquence des maladies diarrhéiques ou de l'incidence des cancers. Cependant, ces définitions ne prennent pas en compte la gravité des résultats sanitaires. Les

divers dangers qui peuvent affecter l'eau peuvent se traduire par des effets très divers allant de diarrhées modérées à des maladies potentiellement graves telles que typhoïde, cancer ou fluorose osseuse.

Il est nécessaire de disposer d'une mesure commune pour quantifier et comparer la charge de morbidité associée à différents dangers liés à l'eau, en prenant en compte les différences de probabilité, de gravité et de durée des effets. Cette mesure devrait être applicable à tout type de danger (microbiologique, chimique ou radiologique) afin de permettre une stratégie cohérente pour chaque danger. La mesure utilisée dans les présentes Directives est l'année de vie corrigée de l'incapacité, ou DALY, (Encadré 3.1). L'organisation mondiale de la Santé a utilisé très largement la DALY pour évaluer les priorités en matière de santé publique et évaluer la charge de morbidité associée à des expositions environnementales, notamment pour les dangers microbiens.

Encadré 3.1 Années de vie corrigées de l'incapacité

Les différents dangers pouvant être associés à l'eau sont susceptibles de déboucher sur des résultats sanitaires très divers. Ces résultats peuvent être bénins (par exemple, diarrhée), alors que d'autres peuvent être graves (par exemple, choléra, syndrome hémolytique et urémique associé à *Escherichia coli* O157 ou cancer). Certains sont aigus (par exemple, diarrhée) tandis que d'autres sont différés (par exemple, hépatite infectieuse ou cancer). Certains affectent spécialement des tranches d'âge et des groupes déterminés (par exemple, la fluorose osseuse chez l'adulte résulte souvent d'une exposition de longue durée à des concentrations élevées de fluorures pendant l'enfance ; l'infection par le virus de l'hépatite E provoque un taux de mortalité très élevé chez la femme enceinte). En outre, tout danger peut avoir des effets multiples (par exemple, gastro-entérite, syndrome de Guillain-Barré, arthrite réactive et mortalité associée à *Campylobacter*).

Afin de pouvoir définir des priorités de santé publique, il faut disposer d'une mesure commune pouvant être appliquée à tous les types de danger et prenant en compte les différents résultats sanitaires, y compris les probabilités, gravités et durées des effets. Le nombre d'années de vie corrigé de l'incapacité (DALY) fournit cette mesure.

Le principe de base de la DALY est de pondérer chaque effet sanitaire en fonction de sa gravité par un coefficient allant de 0 (bon état de santé normal) à 1 (décès). Ce coefficient de pondération est multiplié par la durée de l'effet et par le nombre de personnes affectées. En cas de décès, la durée est définie par le nombre d'années perdues par rapport à l'espérance de vie normale. En utilisant cette approche, une diarrhée

bénigne associée à une gravité de 0,1 pendant 7 jours entraîne une DALY de 0,002, tandis qu'un décès résultant en une perte de 30 années de vie correspond à une DALY de 30.

Donc $DALY = YLL$ (années de vie perdues) + YLD (années vécues avec une incapacité ou une maladie). Dans ce contexte, l'*incapacité* désigne un état de santé détérioré.

Par exemple, une infection par un rotavirus (dans des pays développés) provoque :

- une diarrhée bénigne (gravité attribuée : 0,1) durant 7 jours dans 97,5 % des cas ;
- une diarrhée grave (gravité attribuée : 0,23) durant 7 jours dans 2,5 % des cas ;
- de rares décès chez de très jeunes enfants dans 0,015 % des cas.

La DALY par cas peut être calculée comme suit :

$$\begin{aligned} DALY &= (0,1 \times 7/365 \times 0,975) + (0,23 \times 7/365 \times 0,025) + (1 \times 70 \times 0,00015) \\ &= 0,0019 + 0,0001 + 0,0105 \\ &= 0,0125 \end{aligned}$$

Une infection par *Cryptosporidium* peut provoquer une diarrhée aqueuse (gravité attribuée 0,067) durant 7 jours et des décès dans des cas extrêmement rares (0,0001 % des cas). Ceci correspond à une DALY par cas de 0,0015.

D'autres informations sur l'utilisation des DALY pour l'établissement d'objectifs sanitaires sont présentées dans le document d'appui *Quantifying public health risk* dans les Directives OMS de qualité pour l'eau de boisson (Annexe 1).

L'emploi de la DALY a comme principal avantage de permettre l'agrégation des différents effets sur la qualité et la durée de vie et de mettre l'accent sur les résultats réels plutôt que sur les risques potentiels ; la DALY permet donc de définir de façon rationnelle des priorités de santé publique. Les DALY peuvent être utilisées pour définir une charge de morbidité tolérable et le niveau de risque de référence correspondant.

Dans les présentes Directives, la charge de morbidité tolérable est définie comme une limite supérieure de 10^{-6} DALY par personne et par an. Cette DALY considérée comme limite supérieure équivaut approximativement à un excès de risque de cancer sur une durée de vie de 10^{-5} (soit un excédent de 1 cas de cancer pour 100 000 personnes consommant quotidiennement l'eau de boisson répondant à l'objectif en terme de qualité de l'eau pendant une période de 70 ans), qui est le niveau de risque utilisé dans les présentes Directives pour déterminer les valeurs guides pour les substances cancérigènes génotoxiques.

Le fait d'exprimer en DALY les objectifs sanitaires pour les dangers chimiques présente l'avantage de permettre une comparaison avec les risques microbiologiques. Cependant, l'utilisation des DALY pour les substances chimiques est limitée en pratique en raison de lacunes dans les connaissances.

Un objectif de charge de morbidité tolérable de 10^{-6} DALY peut ne pas être réalisable ni réaliste dans certains endroits ou dans certaines circonstances à court terme. Lorsque la charge de morbidité globale résultant de voies d'exposition multiples (eau, aliments, air, contact direct entre individus, etc.) est très élevée, fixer un niveau de charge de morbidité de 10^{-6} DALY par personne et par an résultant d'une exposition liée à l'eau aura peu d'incidence sur la charge de morbidité globale. Fixer un niveau moins strict de risque

acceptable, tel que 10^{-5} ou 10^{-4} DALY par personne et par an, lié à une exposition à l'eau peut être plus réaliste, tout en étant cohérent avec les objectifs consistant à fournir une eau plus saine de haute qualité.

3.3 Types d'objectifs sanitaires

La nature et les applications types des objectifs sanitaires sont présentées dans le Tableau 3.2. Les objectifs sanitaires diffèrent considérablement selon l'ampleur des ressources nécessaires pour leur élaboration et leur mise en œuvre et par la précision avec laquelle les bénéfices pour la santé publique des mesures de gestion des risques peuvent être définis. Les plus précis sont les objectifs de résultats sanitaires sur la base desquels sont fixés les autres objectifs, comme le montre la Figure 3.1. Chaque type d'objectif est basé sur ceux qui figurent plus haut dans le Tableau 3.2 et des hypothèses associées à des valeurs par défaut sont introduites lorsque l'on passe d'un type d'objectif à l'autre, du haut vers le bas du tableau. Les objectifs situés vers le haut du tableau supposent une base scientifique et technique beaucoup plus solide et sont donc plus précisément liés au niveau de protection sanitaire. Les types d'objectifs figurant au bas du Tableau 3.2 nécessitent une interprétation moindre de la part des personnes chargées de les appliquer, mais reposent sur un certain nombre d'hypothèses (par exemple, l'établissement d'objectifs en matière de technologies spécifiées en l'absence de données suffisantes sur la qualité de l'eau de source pour appliquer les objectifs en matière de performance aux agents pathogènes microbiens). Des efforts doivent être consentis pour collecter davantage d'informations lorsque des données critiques ne sont pas disponibles pour pouvoir passer à l'étape suivante dans la définition des objectifs. Ce processus d'amélioration progressive garantira la meilleure adaptation possible des objectifs sanitaires aux circonstances locales.

Tableau 3.2 Nature et application des objectifs sanitaires

Type d'objectif	Nature de l'objectif	Applications types	Notes
Résultats sanitaires	Charge de morbidité tolérable définie	Définition d'objectifs ambitieux en matière de politique sanitaire au niveau national, utilisés pour indiquer les écarts par rapport aux objectifs en matière de performance, de qualité de l'eau et de technologies spécifiées	Les présentes Directives définissent une charge de morbidité tolérable de 10^{-6} DALY par personne et par an
	Pas d'incidence négative ; risque négligeable	Dangers chimiques ou radiologiques	Déduit des évaluations internationales des risques chimiques ou radiologiques
Qualité de l'eau	Valeurs guides	Dangers chimiques Normalement, pas d'application d'objectifs de qualité microbienne de l'eau Normalement, pas d'application d'objectifs de qualité radiologique de l'eau	Sur la base des évaluations individuelles des risques chimiques <i>Escherichia coli</i> est utilisé comme indicateur de contamination fécale et pour vérifier la qualité de l'eau Les niveaux de dépistage radiologiques sont appliqués
Performance	Élimination spécifiée des dangers	Dangers microbiens (degré d'élimination exprimé en réductions logarithmiques) Dangers chimiques (degré d'élimination exprimé en pourcentage)	Objectifs spécifiques fixés par le fournisseur d'eau sur la base d'une évaluation quantitative des risques microbiens et objectifs de résultats sanitaires ou objectifs généraux fixés au niveau national Objectifs spécifiques fixés par le fournisseur d'eau sur la base de valeurs guides chimiques ou objectifs généraux fixés au niveau national
Technologie spécifiée	Technologies définies	Mesures de lutte contre les dangers microbiens et chimiques	Déterminé au niveau national ; sur la base des évaluations de la qualité de l'eau de source, souvent en se référant aux performances établies ou validées de la technologie spécifiée (par exemple, nécessité de filtrer les eaux de surface)

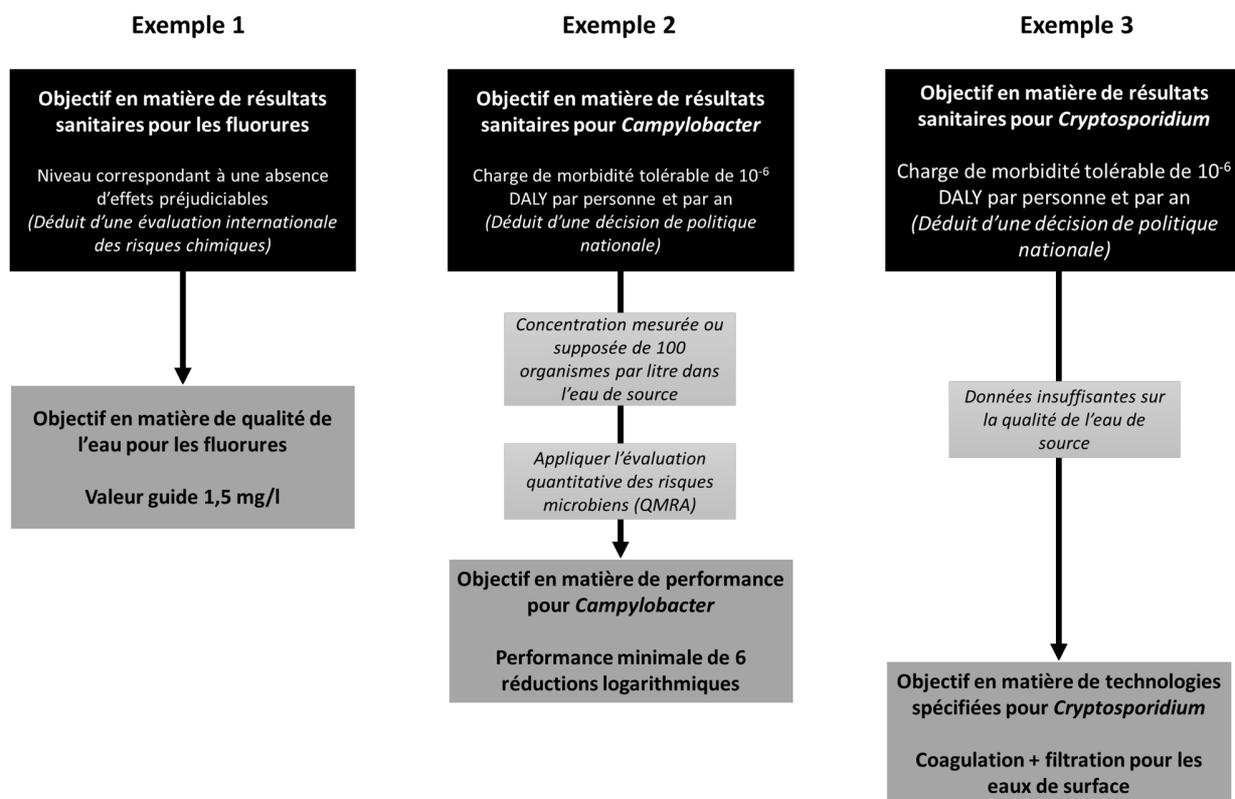


Figure 3.1 Exemples concernant la manière de définir les objectifs sanitaires pour différents dangers

Lors de l'établissement d'objectifs sanitaires, il faut veiller à tenir compte d'évènements et de fluctuations à court terme relatifs à la qualité de l'eau ainsi que des conditions correspondant à un « état stationnaire ». Ceci est particulièrement important pour définir des objectifs en matière de performance et de technologies spécifiées. La qualité de l'eau à court terme peut se dégrader rapidement, par exemple, après de fortes précipitations et lors de la maintenance. Des évènements catastrophiques peuvent entraîner des périodes de forte dégradation de la qualité de l'eau et de l'efficacité de nombreux procédés ou même des défaillances dans les réseaux, augmentant considérablement la probabilité d'une flambée épidémique. Des évènements de ce type justifient encore davantage le principe établi depuis longtemps des « barrières multiples » pour gérer la sécurité sanitaire de l'eau.

Dans le cas de dangers chimiques, les objectifs sanitaires sont le plus souvent exprimés sous la forme d'objectifs en matière de qualité de l'eau, en utilisant les valeurs guides présentées dans la section 8.5. Les objectifs en matière de performance exprimés en pourcentage de réduction ou les objectifs en matière de technologies spécifiées peuvent également être appliqués aux dangers chimiques.

Dans le cas de dangers microbiens, les objectifs sanitaires sont le plus souvent exprimés sous la forme d'objectifs en matière de performance ou de technologies spécifiées. Le choix de l'objectif sera déterminé par le nombre de données disponibles sur la qualité de l'eau de source, les objectifs en matière de performance nécessitant plus d'informations. Généralement, on ne définit pas d'objectifs en matière de qualité de l'eau

pour des agents pathogènes car la surveillance de l'eau de boisson finie pour des agents pathogènes n'est pas considérée comme faisable ni économiquement efficace. Les concentrations d'agents pathogènes correspondant à un objectif en matière de résultats sanitaires de 10^{-6} DALY par personne et par an sont généralement inférieures à 1 organisme pour 10^4 – 10^5 litres. Il est donc plus aisé et économiquement efficace de surveiller des organismes indicateurs tels que *E. coli*.

En pratique, les risques pour la santé publique liés à l'eau de boisson sont souvent attribuables à un seul danger à la fois ; dès lors, pour la définition des objectifs, un niveau de référence du risque est appliqué à chaque danger.

3.3.1 Objectifs en matière de résultats sanitaires

Les descriptions les plus directes de la sécurité sanitaire de l'eau de boisson sont les objectifs en matière de résultats sanitaires, tels que des limites supérieures de fréquences de maladie diarrhéique ou d'incidence de cancer. Ces limites supérieures représentent des charges de morbidité tolérables et sont généralement fixées au niveau national. Elles constituent une référence pour définir des objectifs en matière de qualité de l'eau, de performance et de technologies spécifiées (Figure 3.1). Les présentes Directives définissent une charge de morbidité tolérable de 10^{-6} DALY par personne et par an. Pour les produits chimiques pour lesquels un seuil est défini, l'objectif en matière de résultats sanitaires est basé sur des niveaux correspondant à une absence d'effets préjudiciables observés (voir section 8.2).

Les objectifs en matière de résultats sanitaires doivent être traduits en objectifs en matière de qualité de l'eau, de performance ou de technologies spécifiées afin de pouvoir être mis en œuvre par le fournisseur d'eau dans le cadre du plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau.

3.3.2 Objectifs en matière de qualité de l'eau

Les objectifs en matière de qualité de l'eau sont la forme la plus courante des objectifs sanitaires appliqués aux produits chimiques présents dans l'eau de boisson. Les valeurs guides pour les différentes substances chimiques décrites dans la section 8.5 fournissent des objectifs en matière de qualité de l'eau qui peuvent être utilisés pour vérifier l'efficacité des plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau pour la gestion des risques dus aux produits chimiques dans l'eau de boisson.

Des valeurs guides sont établies sur la base d'évaluations internationales des risques d'effets sanitaires associés à l'exposition aux produits chimiques présents dans l'eau. Lors de l'élaboration de normes nationales relatives à l'eau de boisson (ou d'objectifs sanitaires) à partir de ces valeurs guides, diverses conditions environnementales, sociales, culturelles, économiques, alimentaires et autres influant sur l'exposition potentielle doivent être prises en compte, de même que les hypothèses par défaut qui sont utilisées pour déduire les valeurs guides. L'exposition à des produits chimiques dans l'eau de boisson est généralement mineure en comparaison d'autres sources (par exemple, les aliments, les produits de consommation et l'air) hormis quelques exceptions (par exemple, l'arsenic et les fluorures). Cette démarche peut aboutir à la définition d'objectifs nationaux différant notablement des valeurs guides. Dans certains cas, il peut être judicieux de prendre des mesures pour éviter l'exposition aux produits chimiques provenant de sources autres que l'eau de boisson (par exemple, à partir de boîtes de conserve soudées ou de l'essence).

Les fluorures dans l'eau de boisson constituent un exemple d'objectif sanitaire. La valeur guide recommandée dans le Tableau A3.3 de l'Annexe 3 est 1,5 mg/l, avec le commentaire suivant : « Le volume d'eau consommée et l'absorption à partir d'autres sources doivent être pris en compte lors de la définition de normes nationales ». Donc, dans un pays à climat chaud toute l'année et où l'eau distribuée par des réseaux

canalisés est la source préférée d'eau de boisson, l'objectif sanitaire pour les fluorures doit être plus faible que la valeur indiquée dans les présentes Directives car la consommation d'eau attendue est plus élevée. De même, l'objectif sanitaire doit être réexaminé en termes d'impact sur la tranche de la population la plus vulnérable.

Lorsque des procédés de traitement de l'eau ont été mis en place pour éliminer ou réduire les teneurs en produits chimiques spécifiques (voir section 8.4 et Annexe 5), les objectifs en matière de qualité de l'eau doivent être utilisés pour définir les exigences qui s'appliquent au traitement.

Il est important de ne fixer des objectifs en matière de qualité de l'eau que pour les neuf produits chimiques dont il a été déterminé, à l'issue d'une évaluation rigoureuse, qu'ils sont préoccupants pour la santé ou pour l'acceptabilité de l'eau de boisson par les consommateurs. Il est sans grand intérêt de doser des produits chimiques dont la présence dans le réseau est improbable, dont les concentrations, lorsqu'ils sont présents, sont inférieures à la valeur guide ou qui n'ont pas d'effet sur la santé humaine ou l'acceptabilité de l'eau de boisson. Comme exemple, on peut citer les radionucléides dans l'eau de boisson qui peuvent être présents en quantités tellement faibles que leur contribution au risque sanitaire global est négligeable. L'analyse de chacun des radionucléides nécessite des procédures sophistiquées et coûteuses ; dès lors, dans de tels cas, les mesures de l'activité alpha globale et bêta globale peuvent être adoptées comme tests de dépistage de la présence de radionucléides dans l'eau de boisson (comme évoqué dans la section 9.3).

Les objectifs en matière de qualité de l'eau interviennent aussi dans le processus d'agrément des produits chimiques présents dans l'eau à l'issue des procédés de traitement ou provenant du contact de l'eau avec certains matériaux. Dans ce type d'application des objectifs, des hypothèses sont formulées pour déterminer des critères applicables aux matériaux et aux produits chimiques dans le cadre de la procédure d'agrément. En règle générale, il faut prévoir une légère augmentation par rapport aux niveaux relevés dans les eaux de source. Dans le cas de certains matériaux (plomberie domestique, par exemple), les précédentes hypothèses doivent aussi tenir compte de la libération relativement conséquente de certaines substances sur une courte durée, après l'installation.

Escherichia coli reste un indicateur important de contamination fécale pour la vérification de la qualité de l'eau mais les numérations d'*E. coli* ne représentent pas un objectif en matière de qualité de l'eau fondé sur les risques. L'utilisation d'*E. coli* comme organisme indicateur est évoquée plus en détail dans le Chapitre 7.

3.3.3 Objectifs en matière de performance

Bien que les objectifs en matière de performance puissent être appliqués aux dangers chimiques, l'application la plus courante concerne la maîtrise des dangers microbiens dans les réseaux de distribution canalisés. Les objectifs en matière de performance contribuent à la sélection et à l'application de mesures de maîtrise des risques capables d'empêcher les agents pathogènes de franchir les barrières protégeant les sources, les systèmes de traitement et les réseaux de distribution ou d'empêcher leur développement dans ces réseaux.

Les objectifs en matière de performance définissent des exigences portant sur la qualité de l'eau de source. Idéalement, ils devraient être fondés sur des données spécifiques au réseau ; plus couramment toutefois, les objectifs seront spécifiés en fonction de classes étendues de qualités et de types d'eau de source (voir section 7.2). La détermination des objectifs en matière de performance impose l'intégration de facteurs tels que la charge de morbidité tolérable (risque tolérable), y compris la gravité de l'issue des maladies et, dans le cas d'agents pathogènes, l'évaluation quantitative des risques microbiens (voir section 7.2). Les données sont insuffisantes et il n'est pas réaliste de déterminer des objectifs en matière de performance pour tous les agents pathogènes potentiellement véhiculés par l'eau. En pratique, il convient de définir des objectifs pour

des agents pathogènes de référence représentant des groupes d'organismes pathogènes (par exemple, bactéries, virus et protozoaires). Le choix d'organismes pathogènes de référence doit prendre en compte les variations de sensibilité au traitement ainsi que les conditions locales, y compris la prévalence de la transmission par l'eau et les caractéristiques de l'eau de source.

L'application la plus courante des objectifs en matière de performance consiste à identifier des combinaisons appropriées de procédés de traitement pour réduire les concentrations d'agents pathogènes dans l'eau de source à un niveau permettant d'atteindre les objectifs en matière de résultats sanitaires et de garantir ainsi la sécurité sanitaire. Cet objectif est normalement exprimé en termes de réductions logarithmiques. Le choix des procédés doit reposer sur des données factuelles prouvant qu'ils répondent aux objectifs en matière de performance (c'est-à-dire leur validation, voir sections 2.2.2 et 4.1.7). Des exemples de procédés de traitement et de réduction des organismes pathogènes sont présentés dans la section 7.3.

Les objectifs en matière de performance peuvent être appliqués à la maîtrise des risques au niveau des captages par des mesures préventives en vue de réduire les concentrations d'organismes pathogènes et aux mesures destinées à empêcher l'introduction de contaminations via les réseaux de distribution. Les objectifs en matière de performance sont également importants dans la certification des dispositifs installés aux points d'utilisation. La certification des dispositifs est évoquée ailleurs (voir section 1.2.9).

Les objectifs en matière de performance peuvent être appliqués aux dangers chimiques. Contrairement aux objectifs relatifs aux dangers microbiens, ils s'appliquent à des produits chimiques spécifiques, la performance étant mesurée en termes de pourcentage de réduction (voir section 8.4).

3.3.4 Objectifs en matière de technologies spécifiées

Les objectifs en matière de technologies spécifiées sont généralement exprimés par des recommandations relatives à des technologies applicables dans certaines conditions (par exemple, la filtration et la désinfection des eaux de surface). Le choix des technologies est habituellement fondé sur des évaluations qualitatives du type et de la qualité de l'eau de source (par exemple, eau de surface altérée, eau souterraine protégée). Les objectifs en matière de technologies spécifiées s'appliquent le plus fréquemment à des approvisionnements de petites communautés et à des dispositifs utilisés au niveau domestique. Ils peuvent s'appliquer à la fois aux dangers microbiens et chimiques.

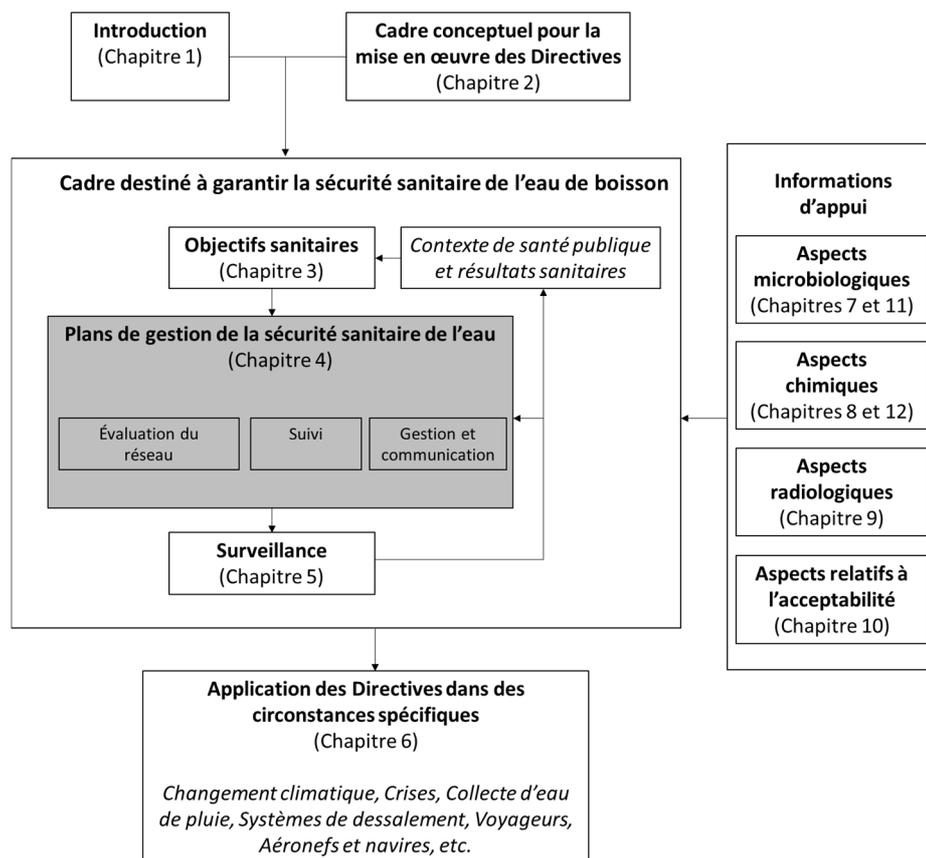
Les responsables des approvisionnements en eau de boisson municipaux et communautaires plus petits disposent souvent de ressources limitées et de faibles moyens pour réaliser des évaluations de réseaux particuliers et élaborer des objectifs sanitaires. Les organismes de réglementation nationaux peuvent dès lors spécifier directement des exigences en termes de technologies ou d'options approuvées. Il s'agit notamment :

- de procédés de traitement spécifiques et approuvés en rapport avec les types et les caractéristiques des sources ;
- de recommandations relatives à la protection des têtes de puits ;
- d'exigences portant sur la protection de la qualité de l'eau de boisson dans les réseaux de distribution.

Il importe d'examiner régulièrement les objectifs en matière de technologies spécifiées pour s'assurer qu'ils restent actualisés sur le plan des connaissances scientifiques relatives aux technologies et à leurs applications.

4. Plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau

Le moyen le plus efficace pour garantir en permanence la sécurité sanitaire de l'approvisionnement en eau de boisson consiste à appliquer une stratégie générale d'évaluation et de gestion des risques, couvrant toutes les étapes de l'approvisionnement en eau, du captage au consommateur. Dans les présentes Directives, les stratégies de ce type sont appelées *plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau* (PGSSE). Les PGSSE sont mis au point pour organiser et systématiser des



pratiques de gestion de l'eau de boisson élaborées et appliquées depuis longtemps et pour garantir l'applicabilité de ces pratiques à la gestion de la qualité de cette eau. Les PGSSE constituent une évolution du concept des enquêtes sanitaires et des évaluations de la vulnérabilité qui inclut et englobe la totalité du réseau de distribution d'eau et son exploitation. La stratégie des PGSSE s'inspire de nombreux principes et concepts à la base d'autres approches de gestion des risques, en particulier le principe des barrières multiples ainsi que l'évaluation des dangers et la maîtrise des points critiques (comme dans l'industrie alimentaire).

Le présent chapitre est axé sur les principes clés régissant les PGSSE et ne constitue pas un guide complet pour leur application dans la pratique. Le lecteur trouvera d'autres informations sur la manière d'élaborer et de mettre en œuvre un PGSSE dans les documents d'appui *Water safety plan manual* et *Water safety planning for small community water supplies* (Annexe 1).

Les PGSSE présentent une complexité variable, qui dépend de la situation. Dans nombre de cas, ils sont relativement simples et axés sur les principaux dangers identifiés pour le réseau d'approvisionnement en eau de boisson concerné. La mention dans le texte qui suit d'une longue série d'exemples de mesures de maîtrise des risques n'implique pas que la totalité de ces mesures conviennent dans toutes les situations.

Il est préférable que les PGSSE soient mis au point individuellement pour chaque réseau d'eau de boisson. Pour les réseaux desservant une faible population, un organisme créé par une loi ou par une

organisation tierce partie agréée peut se charger de développer des PGSSE généraux. Dans un tel contexte, des recommandations concernant le stockage, la manipulation et l'utilisation de l'eau par les ménages peuvent aussi être nécessaires. Les plans traitant de l'utilisation de l'eau par les ménages doivent être associés à des programmes d'éducation à l'hygiène de la population et à des conseils pour préserver la sécurité sanitaire de l'eau.

Un PGSSE comprend au minimum trois éléments essentiels pour garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson, dont la responsabilité repose sur le fournisseur d'eau :

- évaluation du réseau ;
- surveillance opérationnelle efficace ;
- gestion et communication.

Un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau (PGSSE) comprend trois volets principaux régis par des objectifs sanitaires (voir Chapitre 3) et suivis à travers la surveillance de l'approvisionnement en eau de boisson (voir Chapitre 5). Ces trois volets sont :

1. une *évaluation du réseau* en vue de déterminer si la chaîne d'approvisionnement en eau de boisson dans son ensemble (jusqu'au point de consommation) est en mesure de délivrer une eau dont la qualité satisfait aux objectifs sanitaires. Cette évaluation couvre aussi l'évaluation des critères de conception des nouveaux réseaux ;
2. la détermination des mesures de maîtrise des risques à appliquer au réseau d'eau de boisson, qui permettront collectivement de maîtriser les risques identifiés et de s'assurer que les objectifs sanitaires sont remplis. Pour chaque mesure de maîtrise des risques définie, il convient de définir un moyen de *surveillance opérationnelle* approprié, garantissant que tout écart par rapport aux performances requises est détecté rapidement et en temps utile ;
3. des plans de *gestion* et de *communication* décrivant les mesures à prendre en fonctionnement normal ou en cas d'incident et regroupant les informations concernant les plans d'évaluation (et notamment de modernisation et d'amélioration) du réseau, de planification, de surveillance et de communication, ainsi que les programmes d'appui.

Pour garantir l'application de bonnes pratiques dans l'approvisionnement en eau de boisson, le PGSSE poursuit les objectifs principaux suivants : prévention ou minimisation de la contamination des eaux de source, réduction ou élimination de la contamination présente par des procédés de traitement et prévention de la contamination pendant le stockage, la distribution et le traitement de l'eau de boisson. Ces objectifs s'appliquent aussi bien aux réseaux en eau de boisson canalisés desservant une population importante et aux petits approvisionnements communautaires (voir section 1.2.6) qu'aux approvisionnements domestiques. Ils peuvent être atteints par les actions suivantes :

- étude poussée du réseau concerné et de ses capacités à fournir une eau satisfaisant aux objectifs en matière de qualité de l'eau ;
- identification des sources potentielles de contamination et de la manière de les maîtriser ;
- validation des mesures de maîtrise des risques appliquées ;
- mise en place d'un système de surveillance opérationnelle des mesures de maîtrise des risques dans le cadre du réseau d'eau ;
- prise en temps utile d'actions correctives pour garantir un approvisionnement permanent en eau saine ;
- contrôle de la qualité de l'eau de boisson en vue de s'assurer que le PGSSE est correctement appliqué et permet d'obtenir les performances requises pour satisfaire aux normes et aux objectifs nationaux, régionaux et locaux pertinents en matière de qualité de l'eau.

Les PGSSE constituent un outil puissant dont disposent les fournisseurs d'eau de boisson pour gérer les approvisionnements de manière sûre. Ils aident également les autorités de santé publique à assurer la surveillance. Les avantages principaux de l'application des PGSSE pour les fournisseurs d'eau sont notamment :

- la preuve de la « vérification de diligence » ;
- un plus grand respect des règles ;
- la rationalisation et l'enregistrement des procédures opératoires existantes entraînant des améliorations de l'efficacité, du fonctionnement et une réaction plus rapide en cas d'incident ;
- un investissement mieux ciblé et la justification des dépenses d'équipement sur le long terme en se fondant sur une évaluation des risques ;
- une meilleure gestion des connaissances du personnel existant et l'identification des lacunes critiques dans les compétences du personnel ;
- de meilleures relations avec les parties prenantes.

Une des difficultés et responsabilités des fournisseurs d'eau et des instances de réglementation consiste à anticiper, planifier et agir en vue de changements climatiques et conditions météorologiques extrêmes (voir également la section 6.1).

Lorsqu'une entité définie est responsable d'un approvisionnement en eau de boisson, cette responsabilité doit couvrir l'élaboration et la mise en œuvre d'un PGSSE. Ce plan doit normalement être soumis pour examen et accord à l'autorité de protection de la santé publique, dans le but de s'assurer de la délivrance par le réseau d'une eau de qualité conforme aux objectifs sanitaires.

En l'absence de prestataire de services officiel, l'autorité nationale ou régionale compétente doit jouer le rôle de source d'informations et de conseils concernant l'adéquation entre la gestion de la communauté et les différents approvisionnements en eau. Ce rôle comprend la définition d'exigences pour la surveillance et la gestion opérationnelles. Les stratégies employées pour la vérification dans des cas de ce type dépendront des moyens dont disposent les autorités locales et les communautés et devront être définies dans le cadre d'une politique nationale.

De nombreux fournisseurs d'eau peuvent être confrontés à des problèmes pratiques pour initier, élaborer et mettre en œuvre un PGSSE. Ces difficultés résultent notamment d'opinions erronées selon lesquelles il faudrait suivre une méthodologie prédéfinie ; les étapes du PGSSE devraient être mises en œuvre en gérant les risques de la source au robinet dans un ordre défini ; l'élaboration d'un PGSSE devrait toujours faire appel à une expertise externe ; les PGSSE remplaceraient, plutôt que de les compléter, les bonnes pratiques existantes ; et les PGSSE seraient nécessairement compliqués et inappropriés dans le cas de petits approvisionnements.

Bien que la mise en œuvre d'un PGSSE nécessite un minimum de normes en termes d'étapes impliquées (Figure 4.1), il s'agit d'une stratégie souple qui doit faire appel aux pratiques existantes du fournisseur d'eau et s'adapter au mode d'organisation du fournisseur.

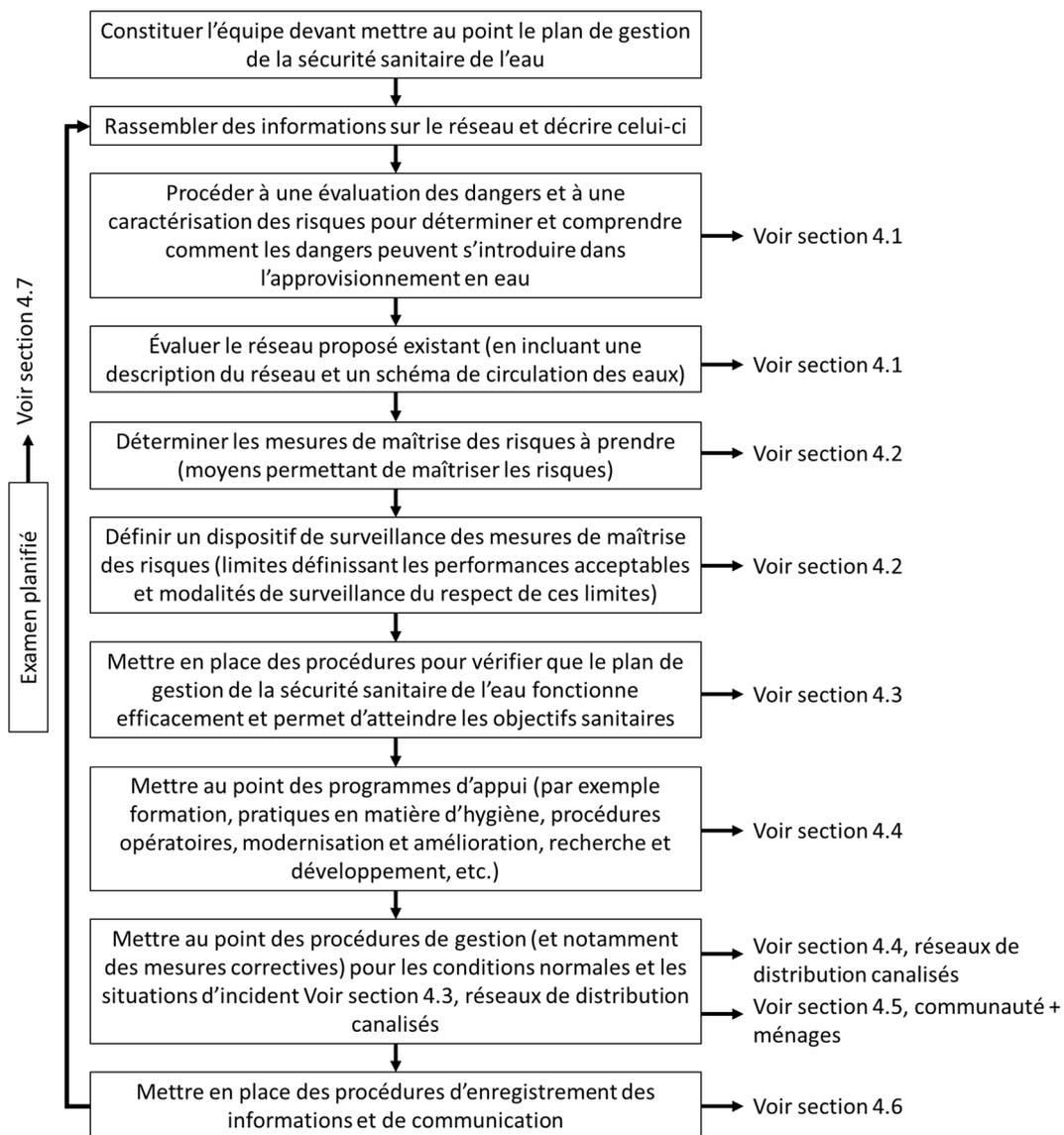


Figure 4.1 Présentation générale des étapes dans l'élaboration d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau

Le PGSSE est un élément essentiel dans l'identification des dangers et risques associés au captage d'eau de source, en particulier lorsque le fournisseur d'eau ne gère pas le captage ou dans le cas de systèmes de traitement et de réseaux de distribution établis. En partant du traitement existant, il est essentiel de s'assurer que son fonctionnement est toujours optimal, car c'est souvent la barrière clé dans la prévention des dangers liés à l'approvisionnement en eau de boisson. Il convient de noter que, même si d'autres dangers sont identifiés au niveau du captage, y remédier prend du temps et ces opérations ne doivent pas justifier un retard du démarrage de la préparation et de la mise en œuvre du PGSSE. De même, initier le processus consistant à vérifier que le réseau est en bon état et est correctement géré constitue une étape essentielle qui est placée sous le contrôle du fournisseur d'eau.

De nombreuses procédures inhérentes au PGSSE, telles que recueillir les données concernant le réseau et vérifier que les procédures opératoires normalisées sont établies pour chacun des processus de traitement et d'exploitation du réseau de distribution, relèvent simplement d'une bonne pratique normale dans la distribution d'eau de boisson. Le PGSSE devrait dès lors utiliser et améliorer les bonnes pratiques existantes.

Les PGSSE ne devraient pas non plus être perçus comme une initiative entrant en compétition avec des programmes existants déjà mis en œuvre. Par exemple, un programme qui a pour objet l'eau non

génératrice de revenus (par exemple pour cause de fuite), bien que concernant principalement un problème de quantité d'eau, entre également dans le cadre du PGSSE. Un programme ayant pour objet l'eau non génératrice de revenus portera sur des sujets tels que l'approvisionnement intermittent et la pression insuffisante dans le réseau, ces deux facteurs contribuant à la contamination de l'eau de boisson dans le réseau de distribution.

Il est admis qu'il n'est pas possible d'établir un PGSSE complet immédiatement, mais la cartographie du réseau, l'identification des dangers potentiels et l'évaluation des risques fourniront un cadre permettant d'hierarchiser les actions et d'identifier les besoins pour poursuivre les améliorations à mesure que les ressources deviennent disponibles. Ces informations permettront également d'identifier et de justifier l'allocation des ressources et l'investissement de façon à pouvoir les cibler pour en tirer le maximum de profit, optimisant ainsi ressources et investissement.

Dans certains pays, le système de réglementation est relativement complexe. Une communication appropriée et l'échange d'informations, d'une part, entre les instances de réglementation, incluant les autorités environnementales et, d'autre part, entre les instances de réglementation ou les autorités et les fournisseurs d'eau est une composante essentielle des PGSSE et de l'approvisionnement en eau de boisson saine. Communication et échange d'informations sont particulièrement importants en vue d'optimiser les ressources et peuvent aboutir à des économies pour toutes les parties tout en garantissant une amélioration des approvisionnements en eau de boisson.

Les petits approvisionnements demeurent un problème majeur dans de nombreux pays, notamment parce que les ressources humaines, techniques et financières sont limitées. L'introduction de PGSSE aide à identifier des mesures simples et économiquement efficaces qui peuvent être prises afin de protéger et d'améliorer ces approvisionnements. Il importe que les autorités sanitaires insistent sur l'importance d'une eau de boisson saine auprès de la communauté locale et élèvent le prestige associé au rôle de l'exploitant dans la communauté. Il peut également être utile que les autorités concernées mettent à la disposition des exploitants des ressources ou un point de contact où ils peuvent obtenir des conseils et de l'aide pour la mise en œuvre de PGSSE.

4.1 Évaluation et conception du réseau

Dans la mise au point d'un PGSSE, la première étape réside dans la constitution d'une équipe multidisciplinaire d'experts, ayant une connaissance approfondie du réseau d'eau de boisson concerné. L'équipe devrait être dirigée par le fournisseur d'eau de boisson et avoir une expertise suffisante dans l'extraction, le traitement et la distribution de l'eau de boisson. Une telle équipe comprendra généralement des personnes impliquées à chaque étape de la distribution d'eau de boisson et dans de nombreux cas, des représentants d'un groupe plus large de parties prenantes ayant des responsabilités collectives dans le réseau d'approvisionnement en eau de boisson du captage au consommateur. Ces équipes peuvent comprendre des ingénieurs, des gestionnaires du captage et de l'eau, des spécialistes de la qualité de l'eau, des professionnels de l'hygiène de l'environnement, de l'hygiène humaine ou de la santé publique, des membres du personnel d'exploitation et des représentants des consommateurs ou de la communauté. Dans la plupart des situations, cette équipe comprendra aussi des membres d'organismes externes, incluant l'organisme de réglementation concerné. Dans le cas de petits approvisionnements en eau, une expertise externe complémentaire peut être utile en plus du personnel chargé de l'exploitation.

Une gestion efficace du réseau d'eau de boisson exige une compréhension approfondie de celui-ci, de l'étendue, ainsi que de l'ampleur des dangers et événements dangereux qui peuvent l'affecter et de la capacité des infrastructures et des processus existants à gérer les risques réels ou potentiels (également désignée « enquête sanitaire »). Elle nécessite aussi une évaluation des capacités à remplir les objectifs. Lorsqu'on prévoit un nouveau réseau ou la modernisation d'un réseau existant, la première étape dans la mise au point d'un PGSSE consiste à collecter et à évaluer l'ensemble des informations pertinentes disponibles et à envisager les risques susceptibles d'intervenir pendant la délivrance de l'eau au consommateur.

Une gestion efficace des risques suppose l'identification des dangers potentiels et des événements dangereux pouvant se produire, ainsi qu'une évaluation du niveau de risque associé à chacun d'eux. Dans ce contexte :

- un *danger* désigne un agent biologique, chimique, physique ou radiologique capable de nuire ;
- un *événement dangereux* désigne un incident ou une situation pouvant entraîner la présence d'un danger (ce qui peut se produire et comment) ;
- un *risque* désigne la probabilité que des dangers identifiés provoquent un préjudice parmi les populations exposées dans un délai spécifié, ainsi que l'ampleur et/ou les conséquences de ce préjudice.

L'évaluation du réseau d'eau de boisson sert de base aux étapes ultérieures du PGSSE, dans le cadre duquel des stratégies efficaces de maîtrise des dangers sont prévues et mises en œuvre.

Une description précise du réseau incluant un tracé de circulation des eaux facilite l'évaluation du réseau d'eau de boisson. La description devrait fournir une vue d'ensemble du réseau, y compris la caractérisation de la source d'eau, l'identification des sources potentielles de pollution du captage, les mesures de protection des ressources et des sources, les procédés de traitement et les infrastructures de stockage et les mécanismes de distribution (incluant les réseaux canalisés et non canalisés). Il est essentiel que la description et le tracé de circulation du réseau d'eau de boisson soient exacts dans le principe. Si la description est inexacte, il est possible que des dangers susceptibles d'avoir un impact important soient négligés. Pour s'assurer de son exactitude, il convient de la valider par une inspection visuelle comparant cette description aux caractéristiques du réseau sur le terrain.

À partir des concentrations d'agents pathogènes et de produits chimiques dans les eaux de source et dans l'eau de boisson et de données concernant l'efficacité des mesures de maîtrise des risques déjà en place, on peut évaluer la possibilité de remplir les objectifs sanitaires dans le cadre des infrastructures existantes. Ces données contribuent également à l'identification des mesures à prendre pour la gestion du captage, des procédés de traitement et des conditions d'exploitation du réseau de distribution, dont on peut s'attendre raisonnablement à ce qu'elles permettent d'atteindre ces objectifs sanitaires si des améliorations sont nécessaires.

Pour gérer un danger, il est souvent plus efficace d'investir dans des procédés de prévention au niveau du captage plutôt que dans des infrastructures de traitement de grande ampleur.

Pour que l'évaluation soit précise, incluant une estimation globale du risque, il est essentiel de prendre en compte simultanément tous les éléments du réseau d'eau de boisson (captage, traitement et distribution), ainsi que les interactions entre ces éléments.

4.1.1 Nouveaux réseaux

Lors de l'étude et du développement de sources d'approvisionnement en eau de boisson, il est prudent de procéder à une série étendue d'analyses pour s'assurer de la sécurité sanitaire générale de l'eau et pour identifier les sources potentielles de contamination de ces sources. Ces analyses doivent normalement comprendre une analyse hydrologique, une évaluation géologique et un inventaire des utilisations des terres, visant à identifier les contaminants chimiques ou radiologiques potentiels.

Lors de la conception de nouveaux réseaux, tous les facteurs de qualité de l'eau doivent être pris en considération pour sélectionner des technologies d'extraction et de traitement des nouvelles ressources. La turbidité et autres paramètres des eaux de surface brutes peuvent varier considérablement, ce dont il faut tenir compte. Il convient de concevoir les installations de traitement en fonction des variations connues ou que l'on peut prévoir comme fréquentes, plutôt qu'en fonction de la qualité moyenne de l'eau, faute de quoi un colmatage rapide des filtres ou une surcharge de la cuve de sédimentation, par exemple, peuvent se

produire. L'agressivité chimique de certaines eaux souterraines peut détériorer le cuvelage des puits et les pompes, détérioration susceptible d'entraîner des concentrations de fer atteignant des niveaux inacceptables dans l'approvisionnement, une défaillance éventuelle et des travaux de réparation coûteux. La qualité, comme la disponibilité de l'eau de boisson et donc aussi la santé publique, peuvent en pâtir.

4.1.2 Collecte et évaluation des données disponibles

Les aspects devant être pris en compte dans le cadre de l'évaluation du réseau d'eau de boisson comprennent tous les dangers réels ou potentiels et les événements dangereux associés à chaque étape dans le réseau d'eau de boisson qui peuvent entraîner une contamination ou une interruption de la distribution. Pour l'analyse du captage, il convient, dans la plupart des cas, de consulter les responsables de la santé publique et d'autres secteurs, y compris les utilisateurs des terres et des eaux de la zone de captage et toutes les personnes réglementant les activités qui s'y pratiquent. Il importe d'adopter une démarche structurée pour s'assurer de la prise en considération de tous les problèmes importants, sans exception, et de l'identification des aspects présentant les plus grands risques.

L'évaluation globale du réseau d'eau de boisson doit tenir compte de toute donnée historique sur la qualité de l'eau pouvant contribuer à la compréhension des caractéristiques de l'eau de source et des performances du réseau d'eau de boisson au cours du temps et après des événements spécifiques (fortes précipitations, par exemple). Des exemples d'informations à prendre en compte dans l'évaluation des éléments du réseau d'eau de boisson sont présentés dans le Module 3 du document d'appui *Water safety plan manual* (Annexe 1).

Hiérarchisation des dangers en vue de la maîtrise des risques

Une fois les dangers potentiels et leurs sources identifiés, il convient de comparer les risques associés aux différents dangers et événements dangereux afin de pouvoir définir des priorités pour la gestion des risques et les justifier par des données. Bien que de nombreux contaminants soient susceptibles de détériorer la qualité de l'eau de boisson, chaque danger ou événement dangereux ne mérite pas le même degré d'attention.

On peut décrire le risque associé à chaque danger ou événement dangereux en déterminant la probabilité de sa survenue (certain, possible ou rare, par exemple) et en évaluant la gravité de ses conséquences (insignifiante, majeure, catastrophique, par exemple). L'objectif doit être de faire la distinction entre dangers importants ou moins importants et événements dangereux. A cette fin, on fait habituellement appel à une matrice semi-quantitative.

Les matrices d'attribution de scores utilisent souvent des informations techniques en provenance de directives, de la littérature scientifique et de la pratique industrielle, associées à des jugements éclairés d'experts fondés sur les connaissances et l'expérience des membres de l'équipe du PGSSE, ces informations étant étayées par un examen par des pairs et par une démarche de type « benchmarking ». Le score attribué est spécifique à chaque réseau d'eau de boisson, chacun d'eux étant unique. Lors de la mise au point de PGSSE génériques pour des technologies utilisées dans de petits réseaux d'eau de boisson, le score attribué est propre à la technologie plutôt qu'au réseau d'eau de boisson particulier.

Si l'on applique un classement des risques, les mesures de maîtrise des risques peuvent être hiérarchisées en fonction de l'importance de ces derniers. Diverses stratégies semi-quantitatives et qualitatives peuvent être appliquées pour le classement des risques et le Module 3 du document d'appui *Water safety plan manual* (Annexe 1) présente une série d'exemples fondés sur la pratique. Un exemple de stratégie semi-quantitative est donné dans le Tableau 4.1. L'application de la matrice repose dans une large mesure sur un jugement d'experts quant au risque sanitaire représenté par les dangers ou les événements dangereux.

Tableau 4.1 Exemples de matrice simple d’attribution de scores pour le classement des risques

Probabilité	Gravité des conséquences				
	Insignifiante	Mineure	Modérée	Majeure	Catastrophique
Presque certain	5	10	15	20	25
Probable	4	8	12	16	20
Moyennement probable	3	6	9	12	15
Improbable	2	4	6	8	10
Rare	1	2	3	4	5

Score des risques	< 6	6–9	10–15	> 15
Classement des risques	Faible	Moyen	Élevé	Très élevé

Le Tableau 4.2 présente un exemple de descripteurs utilisables pour évaluer la probabilité d’occurrence et la gravité des conséquences. Il est nécessaire de fixer un « point de coupure », au-dessus duquel tous les risques exigent une attention immédiate. Il y a peu d’intérêt à consacrer des efforts importants à la prise en compte de risques très faibles.

Tableau 4.2 Exemples de définitions de catégories de probabilité et de gravité utilisables dans l’attribution de scores aux risques

Catégories	Classement	Définition
<i>Catégories de probabilité</i>		
Presque certain	5	Une fois par jour
Probable	4	Une fois par semaine
Moyennement probable	3	Une fois par mois
Improbable	2	Une fois par an
Rare	1	Tous les 5 ans
<i>Catégories de gravité</i>		
Catastrophique	5	Impact sur la santé publique
Majeure	4	Impact réglementaire
Modérée	3	Impact esthétique
Mineure	2	Impact sur l’observance
Insignifiante	1	Absence d’impact ou impact non détectable

Mesures de maîtrise des risques

Il convient de procéder à l'évaluation et à la planification des mesures de maîtrise des risques en visant la satisfaction des objectifs sanitaires et en s'appuyant sur l'identification des dangers et l'évaluation des risques. L'ampleur de la mesure de maîtrise des risques appliquée pour contrer un danger doit être proportionnelle au classement associé à ce risque. L'évaluation des mesures de maîtrise des risques comprend les étapes suivantes :

- identification des mesures de maîtrise des risques déjà en place pour chaque danger ou événement dangereux important, allant du captage au consommateur ;
- évaluation de l'efficacité des mesures de maîtrise des risques, prises dans leur ensemble, dans le maintien de ces risques à des niveaux acceptables ;
- en cas de nécessité d'une amélioration, évaluation des mesures de maîtrise des risques de remplacement ou supplémentaires applicables.

Les mesures de maîtrise des risques sont des activités ou des procédés mis en œuvre dans le cadre de l'approvisionnement en eau de boisson afin d'éliminer ou réduire significativement la survenue d'un danger menaçant la sécurité sanitaire de l'eau. Ces mesures sont appliquées collectivement afin de garantir que l'eau de boisson satisfait régulièrement aux objectifs sanitaires.

L'identification et la mise en œuvre des mesures de maîtrise des risques doivent reposer sur le principe des barrières multiples. La force de cette approche tient à ce qu'en cas de défaillance de l'une des barrières, les autres continuent d'apporter une protection efficace, ce qui réduit au minimum la probabilité que des contaminants traversent la totalité du réseau et soient présents en quantités suffisantes pour nuire aux consommateurs. Nombre de mesures de maîtrise des risques peuvent contribuer à maintenir sous contrôle plusieurs dangers, alors que certains dangers exigent parfois plus d'une mesure de maîtrise des risques pour être efficacement endigués. Des exemples de mesures de maîtrise des risques sont présentés dans les sections suivantes.

Toutes les mesures de maîtrise des risques sont importantes et doivent bénéficier d'une attention constante. Elles doivent faire l'objet d'une surveillance et d'un contrôle opérationnels, les moyens de surveillance et la fréquence de collecte des données étant fonctions de la nature de la mesure à suivre et de la rapidité avec laquelle des changements peuvent survenir (voir section 4.2).

4.1.3 Protection des ressources et des sources

Une gestion efficace du captage comporte de nombreux avantages. Réduire la contamination de l'eau à la source permet de limiter l'ampleur des traitements nécessaires et éventuellement aussi de diminuer la quantité de sous-produits de traitement générée et de minimiser les coûts d'exploitation.

Identification des dangers

Il importe de comprendre les raisons des variations de la qualité de l'eau brute, dans la mesure où celles-ci influent sur les besoins en matière de traitement, sur l'efficacité des traitements et sur le risque sanitaire résultant, associé à l'eau de boisson finie. D'une manière générale, la qualité de l'eau brute subit l'influence de facteurs naturels, comme de facteurs liés à l'utilisation de l'eau par l'homme. Les facteurs naturels importants incluent les espèces sauvages, le climat, la topographie, la géologie et la végétation. Les facteurs liés à l'utilisation de l'eau par l'homme comprennent des sources ponctuelles (rejets d'eaux usées, par exemple) et des sources non ponctuelles (ruissellements en surface, par exemple). Les rejets d'eaux usées urbaines peuvent par exemple constituer une source majeure d'agents pathogènes ; les ruissellements provenant des agglomérations ou des élevages sont susceptibles de contribuer de manière substantielle à la charge microbienne ; les contacts corporels dus aux usages récréatifs peuvent être une source de contamination fécale et les ruissellements en provenance des cultures, notamment produits agrochimiques et engrais, peuvent accroître la difficulté des traitements.

Que l'eau provienne de sources d'eau de surface ou souterraine, il importe de comprendre les caractéristiques du captage ou de l'aquifère local, comme de définir et de pouvoir gérer les scénarios susceptibles d'entraîner une pollution de l'eau. Il semble que les possibilités de réduction des activités potentiellement polluantes dans la zone de captage soient limitées par la concurrence entre les besoins en eau et les pressions en faveur d'un développement accru dans cette zone. Néanmoins, l'introduction de bonnes pratiques en matière d'utilisation du sol et d'endiguement des dangers est souvent possible sans restriction substantielle des activités et la collaboration entre les parties intéressées peut être un outil puissant pour réduire la pollution sans compromettre un développement bénéfique.

La protection des ressources et celle des sources constituent les premières barrières permettant de préserver la qualité de l'eau de boisson. Lorsque la gestion du captage n'est pas du ressort du fournisseur d'eau de boisson, la planification et la mise en œuvre des mesures de maîtrise des risques exigent une coordination avec d'autres organismes, qui peuvent être les autorités chargées de la planification, les autorités d'administration du captage, les responsables de la réglementation concernant l'environnement et les ressources en eau, les autorités routières, les services d'urgence et les autres entités agricoles, industrielles ou commerciales, dont les activités ont une influence sur la qualité de l'eau. Il peut être impossible au départ d'appliquer tous les aspects de la protection des ressources et des sources. La priorité doit néanmoins être accordée à la gestion du captage. Cette coordination contribuera à renforcer, chez les entités concernées qui évaluent les risques de pollution et développent des plans d'amélioration des pratiques de gestion pour réduire ces risques, le sentiment d'être parties prenantes et collectivement responsables dans la gestion des ressources en eau de boisson.

Les eaux souterraines provenant des aquifères profonds et confinés sont habituellement saines sur le plan microbien et chimiquement stables en l'absence de contamination directe. Par contre, les aquifères peu profonds ou non confinés peuvent être contaminés par des rejets ou des infiltrations résultant des pratiques agricoles (agents pathogènes, nitrates ou pesticides, par exemple), aux installations d'assainissement ou aux réseaux d'égout présents sur le site (agents pathogènes et nitrates) et aux déchets industriels. Des exemples de dangers et d'événements dangereux devant être pris en considération dans le cadre d'une analyse des dangers et d'une évaluation des risques sont présentés dans le Module 4 du document d'appui *Water safety plan manual* et dans les documents d'appui *Protecting groundwater for health* et *Protecting surface water for health* (Annexe 1).

Mesures de maîtrise des risques

Une protection efficace des ressources et des sources suppose notamment les actions suivantes :

- développer et mettre en œuvre un plan de gestion du captage, comprenant des mesures de maîtrise des risques destinées à protéger les eaux de surface et les eaux souterraines ;
- s'assurer que les réglementations relatives à la planification couvrent la protection des ressources en eau (planification de l'utilisation des terres et gestion du bassin hydrographique) contre les activités potentiellement polluantes, et de l'application de ces réglementations ;
- favoriser la prise de conscience par la communauté de l'impact des activités humaines sur la qualité de l'eau.

Lorsqu'on dispose de plusieurs sources d'eau, il peut exister une certaine flexibilité dans le choix de l'eau destinée à être traitée et délivrée. Il est éventuellement possible d'éviter de prélever de l'eau dans des rivières ou dans des cours d'eau lorsque la qualité de l'eau est mauvaise (après de fortes précipitations, par exemple), afin de réduire les risques et de prévenir les problèmes susceptibles d'intervenir au niveau du traitement de l'eau en aval.

La rétention d'eau dans les réservoirs permet de réduire le nombre de micro-organismes fécaux par décantation et inactivation, et notamment par désinfection solaire (désinfection par le rayonnement ultraviolet), mais introduit aussi un risque de contamination. La plupart des micro-organismes pathogènes d'origine fécale (agents pathogènes entériques) ne survivent pas indéfiniment dans l'environnement. Sur quelques semaines, une destruction substantielle des bactéries entériques se produit. Les virus et les

protozoaires entériques survivent souvent sur des périodes plus longues (de plusieurs semaines à des mois), mais sont fréquemment éliminés sous l'effet de la décantation ou d'un antagonisme avec des microbes indigènes. La rétention permet aussi aux matières en suspension de décanter, ce qui accroît l'efficacité de la désinfection ultérieure et limite la formation de sous-produits de désinfection.

Les mesures de maîtrise des risques s'appliquant aux sources souterraines doivent porter notamment sur la protection contre la contamination de l'aquifère et de la zone locale entourant la tête de forage et sur le maintien de l'intégrité du puits (étanchéité des surfaces, intégrité du cuvelage, etc.); pour plus d'informations, voir le document d'appui *Protecting groundwater for health* (Annexe 1).

Des exemples de mesures de maîtrise des risques pour une protection efficace de l'eau de source, des captages et des réseaux d'extraction et de stockage de l'eau sont présentés dans le Module 4 du document d'appui *Water safety plan manual* et dans le document d'appui *Protecting surface water for health* (Annexe 1). On trouvera également d'autres informations sur l'utilisation des organismes indicateurs dans la caractérisation des captages dans le Chapitre 4 du document d'appui *Assessing microbial safety of drinking-water* (Annexe 1).

4.1.4 Traitement

Outre la protection de l'eau de source, les barrières s'opposant ensuite à la contamination du réseau d'eau de boisson sont celles constituées par les procédés de traitement de l'eau, y compris la désinfection et l'élimination physique des contaminants.

Identification des dangers

Il est possible que le traitement conduise à l'introduction de dangers ou que des événements dangereux permettent à des contaminants de pénétrer dans l'eau au stade du traitement, à des concentrations susceptibles d'avoir un impact sanitaire. Certains constituants de l'eau de boisson peuvent parvenir dans l'eau via le procédé de traitement, notamment les adjuvants chimiques utilisés dans ce procédé ou les produits entrant en contact avec l'eau de boisson. De fortes augmentations sporadiques de la turbidité de l'eau de source peuvent rendre les procédés de traitement inopérants et permettre ainsi la pénétration d'agents pathogènes entériques dans l'eau traitée et dans le réseau de distribution. De même, une filtration sous-optimale après un lavage par retour d'eau des filtres peut entraîner la pénétration d'agents pathogènes dans le réseau de distribution.

Des exemples de dangers potentiels et d'événements dangereux pouvant avoir un impact sur la performance du traitement de l'eau de boisson sont présentés dans le Module 3 du document d'appui *Water safety plan manual* (Annexe 1).

Mesures de maîtrise des risques

Les mesures de maîtrise des risques peuvent comprendre un prétraitement, des opérations de coagulation, de floculation, de sédimentation, de filtration et de désinfection.

Le prétraitement s'effectue notamment par des procédés tels que le filtrage grossier, le microtamisage, le stockage hors circuit et la filtration sur berge. Ces options de prétraitement peuvent être compatibles avec divers procédés de traitement, allant, par degré de complexité croissant, de la simple désinfection aux procédés sur membranes. Le prétraitement peut réduire ou stabiliser la charge de matières microbiennes, naturelles et organiques, ainsi que la charge particulaire.

Les opérations de coagulation, floculation, sédimentation (ou flottation) et filtration éliminent les particules, y compris les micro-organismes (bactéries, virus et protozoaires). Il importe d'optimiser et de réguler les procédés de manière à obtenir des performances stables et fiables. La coagulation chimique est l'étape qui conditionne le plus l'efficacité des processus de coagulation, floculation et clarification. Elle influe aussi directement sur l'efficacité d'élimination des unités de filtration des milieux granulaires et

indirectement sur l'efficacité du processus de désinfection. Bien qu'il soit peu probable que le processus de coagulation lui-même introduise un nouveau danger microbien dans l'eau finie, une défaillance ou une efficacité insuffisante du processus de coagulation peuvent entraîner une augmentation de la charge microbienne pénétrant dans l'eau de boisson distribuée.

Pour traiter l'eau de boisson, on fait appel à divers procédés de filtration, dont la filtration granulaire, la filtration lente sur sable et la filtration sur précouche ou sur membrane (microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration et osmose inverse). Une filtration convenablement conçue et effectuée peut jouer un rôle de barrière permanente et efficace contre les micro-organismes pathogènes et, dans certains cas, constituer la seule barrière fournie par le traitement (élimination des oocystes de *Cryptosporidium* par filtration directe lorsque le chlore est le seul désinfectant utilisé, par exemple).

Dans la plupart des systèmes de traitement, il est essentiel, pour parvenir à réduire le risque microbien au niveau requis, d'appliquer une concentration de désinfectant appropriée. Compte tenu du degré d'inactivation microbienne nécessaire pour éliminer les agents pathogènes les plus résistants, l'application du concept Ct (produit de la concentration de désinfectant par le temps de contact), pour un pH et une température donnés, permet de garantir que les autres germes plus sensibles sont également sous contrôle. Si l'on recourt à une désinfection, il convient d'envisager des mesures visant à réduire au minimum la formation de DBP.

Le procédé de désinfection le plus couramment employé est la chloration. On fait également appel à l'ozonation, au rayonnement ultraviolet ou encore au traitement par la chloramine ou le dioxyde de chlore. Ces méthodes sont d'une grande efficacité dans la destruction des bactéries et d'une efficacité raisonnable dans l'inactivation des virus (selon le type) et certaines peuvent inactiver de nombreux protozoaires, dont *Giardia* et *Cryptosporidium*. Pour obtenir une élimination ou une inactivation efficaces des kystes et des oocystes de protozoaires, la solution la plus pratique est une filtration, combinée à une opération de coagulation et floculation (destinée à réduire la quantité de particules et la turbidité), que l'on fait suivre d'une désinfection (par un désinfectant ou plusieurs).

Le stockage de l'eau après désinfection et avant fourniture aux consommateurs peut permettre une désinfection plus poussée grâce à l'augmentation du temps de contact avec le désinfectant. Cette opération peut être particulièrement importante en présence de micro-organismes plus résistants, tels que *Giardia*, et de certains virus.

Des exemples de traitements appliqués comme mesures de maîtrise des risques sont présentés dans le Module 4 du document d'appui *Water safety plan manual* (Annexe 1). Le lecteur trouvera également des informations supplémentaires dans le document d'appui *Water treatment and pathogen control* (Annexe 1).

4.1.5 Réseaux de distribution canalisés

Il convient d'optimiser le traitement de l'eau pour prévenir la croissance microbienne, la corrosion des matériaux constituant les canalisations et la formation de dépôts.

Le maintien d'une bonne qualité de l'eau dans le réseau de distribution dépend de la conception et de l'exploitation de ce réseau et des procédures de maintenance et d'enquête appliquées pour empêcher la contamination et pour prévenir l'accumulation de dépôts internes et les éliminer.

Identification des dangers

La protection du réseau de distribution est un aspect clé dans la fourniture d'une eau de boisson saine. La nature du réseau de distribution, qui peut comprendre un grand nombre de kilomètres de conduite, de cuves de stockage, d'interconnexions avec des utilisateurs industriels et être exposé au risque d'infraction et de vandalisme, fait qu'il existe des possibilités de contamination microbienne et chimique. Des exemples de dangers et d'événements dangereux dans des réseaux de distribution canalisés sont présentés dans le Module 3 du document d'appui *Water safety plan manual* (Annexe 1).

Si le réseau de distribution est contaminé par des agents pathogènes entériques ou des substances chimiques dangereuses, les consommateurs seront vraisemblablement exposés à ces agents pathogènes ou substances chimiques. En cas d'introduction d'agents pathogènes, même si une dose résiduelle de désinfectant est présente pour limiter l'apparition d'une contamination microbienne, celle-ci peut être insuffisante pour venir à bout de la contamination ou être inefficace contre certains ou la totalité des types d'agents pathogènes introduits. Ces agents peuvent alors être présents à des concentrations susceptibles de déclencher des infections ou des maladies.

Lorsque l'approvisionnement en eau est intermittent, la baisse de pression de l'eau qui en résulte peut permettre la pénétration d'eau contaminée dans le réseau à travers des brèches, des fissures, des joints ou des piquets. Les interruptions de l'approvisionnement ne sont pas souhaitables, mais sont cependant très fréquentes dans nombre de pays. Elles s'accompagnent souvent d'une contamination. La maîtrise de la qualité de l'eau en cas d'approvisionnement intermittent représente un défi important dans la mesure où une telle situation se traduit par un accroissement considérable des risques d'infiltration et de retour d'eau. Ces risques peuvent augmenter de manière saisonnière, car l'humidification du sol majore la probabilité de développement d'un gradient de pression entre le sol et la conduite. Si des contaminants pénètrent de manière intermittente dans les conduites, le chargement du réseau lors du rétablissement de l'approvisionnement peut être à l'origine d'une augmentation du risque pour les consommateurs, dans la mesure où l'on peut s'attendre à l'écoulement d'une « poche » d'eau contaminée à travers le réseau. Lorsqu'on recourt au stockage domestique pour répondre aux interruptions de l'approvisionnement, l'utilisation locale de désinfectants peut s'avérer nécessaire pour empêcher la prolifération microbienne.

L'eau de boisson entrant dans le réseau de distribution est susceptible de contenir des amibes libres et des souches environnementales de diverses espèces bactériennes et fongiques hétérotrophes. Lorsque les conditions sont favorables, les amibes et les organismes hétérotrophes, y compris des souches de *Citrobacter*, *Enterobacter* et *Klebsiella*, peuvent coloniser les réseaux de distribution et former des biofilms. Pour la plupart des micro-organismes présents dans les biofilms (exception faite de *Legionella*, qui peut coloniser les réseaux d'eau des bâtiments), il n'existe pas de preuve d'une relation entre la présence de ces micro-organismes et des effets sanitaires véhiculés par l'eau de boisson préjudiciables pour la population générale, à l'exception éventuellement des personnes gravement immunodéprimées (se reporter au document d'appui *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety*, Annexe 1).

Les températures de l'eau et les concentrations de nutriments ne sont généralement pas suffisamment élevées dans le réseau de distribution pour favoriser le développement d'*E. coli* (ou de bactéries entériques pathogènes) dans les biofilms. Ainsi, la présence d'*E. coli* doit être considérée comme la preuve d'une contamination fécale récente.

Les catastrophes naturelles, y compris les inondations, les sécheresses et les séismes, peuvent avoir des effets graves sur les réseaux de distribution d'eau canalisés.

Mesures de maîtrise des risques

L'eau pénétrant dans le réseau de distribution doit être saine sur le plan microbien et, dans l'idéal, également stable sur le plan biologique. Le réseau de distribution lui-même fournit une barrière sûre contre la contamination dans la mesure où l'eau est transportée jusqu'à l'utilisateur. Le fait de maintenir une dose résiduelle de désinfectant dans ce réseau peut apporter une certaine protection contre la contamination et limiter les problèmes de développement bactérien. La chloration s'est avérée efficace pour lutter contre la présence de *Naegleria fowleri* dans l'eau et dans les sédiments fixés sur les longues tuyauteries et peut réduire la recroissance de *Legionella* à l'intérieur des bâtiments.

Une dose résiduelle de désinfectant fournit une protection partielle contre la contamination microbienne, mais elle peut aussi masquer une contamination, notamment par des organismes résistants, lorsqu'on utilise un indicateur classique de contamination fécale comme la bactérie *E. coli*. Lorsqu'on maintient une dose résiduelle de désinfectant dans un réseau de distribution, des mesures doivent être envisagées pour minimiser la génération de DBP.

Les réseaux de distribution d'eau doivent être protégés dans leur totalité par une enceinte et les réservoirs et cuves de stockage doivent être dotés de toits solidement fixés et d'un drain externe, de manière à prévenir toute contamination. La prévention du court-circuitage et de la stagnation d'eau, tant au niveau du stockage que de la distribution, contribue à prévenir la croissance microbienne. Un certain nombre de stratégies sont applicables pour préserver la qualité de l'eau circulant dans le réseau de distribution, notamment l'utilisation de dispositifs anti-retour, le maintien d'une pression positive dans l'ensemble du réseau et la mise en œuvre de procédures de maintenance efficaces. Il importe également de mettre en place des mesures de sécurité appropriées pour prévenir les accès non autorisés ou les effractions dans les infrastructures du réseau d'eau de boisson.

Les mesures de maîtrise des risques peuvent comprendre l'utilisation d'un désinfectant chimique secondaire plus stable (chloramines, par exemple, à la place du chlore libre), la mise en œuvre d'un programme de remplacement des conduites, le lavage et la réfection du chemisage et le maintien sous une pression positive du réseau. Le fait de réduire le temps de séjour de l'eau dans le réseau en évitant la stagnation de celle-ci dans les cuves de stockage, les boucles et les tronçons morts contribuera aussi à la préservation de la qualité de l'eau de boisson. D'autres exemples de mesures de maîtrise des risques dans les réseaux de distribution sont présentés dans le Module 4 du document d'appui *Water safety plan manual* (Annexe 1). D'autres informations sont également disponibles dans le document d'appui *Safe piped water* (Annexe 1).

4.1.6 Approvisionnements communautaires ou domestiques non canalisés

Identification des dangers

Dans l'idéal, l'identification des dangers liés aux réseaux communautaires ou domestiques non canalisés devrait s'effectuer au cas par cas. En pratique cependant, cette opération s'appuie habituellement sur des hypothèses générales quant aux conditions dangereuses à considérer selon la technologie ou le type de réseau, qui peuvent être définies à un niveau national ou régional.

Des exemples de dangers et de situations dangereuses pouvant être associés à diverses sources d'eau dont la distribution n'emprunte pas un réseau canalisé sont décrits dans le Module 3 du document d'appui *Water safety plan manual* et dans le document d'appui *Water safety planning for small community water supplies* (Annexe 1). D'autres recommandations sont fournies dans le document d'appui *Water safety plan manual* (Annexe 1) et dans le document de 1997 intitulé *Surveillance and control of community supplies* (OMS, 1997).

Mesures de maîtrise des risques

Les mesures de maîtrise des risques devraient idéalement dépendre des caractéristiques de l'eau de source et du captage associé. En pratique, il est possible d'appliquer des démarches standard en fonction de chacune de ces caractéristiques plutôt que de procéder à une évaluation spécifique pour chaque réseau.

Des exemples de mesures de maîtrise des risques adaptées à diverses sources d'eau dont la distribution n'emprunte pas un réseau canalisé sont décrits dans le module 4 du document d'appui *Water safety plan manual*, dans le document d'appui *Water safety planning for small community water supplies* (Annexe 1) et dans le document de 1997 intitulé *Surveillance and control of community supplies* (OMS, 1997).

Dans la plupart des cas, il est possible de maîtriser la contamination des eaux souterraines par une série de mesures simples. En l'absence de fractures ou de fissures susceptibles de permettre un transport rapide des contaminants jusqu'à la source, les eaux souterraines présentes dans des aquifères confinés ou profonds sont généralement exemptes de micro-organismes pathogènes. Les forages doivent être cuvelés jusqu'à une profondeur raisonnable et les têtes de puits doivent être scellées, de manière à prévenir la pénétration d'eau de surface ou d'eau souterraine issue d'une faible profondeur.

Les réseaux de collecte d'eau de pluie, et notamment ceux comprenant le stockage dans des cuves non enterrées, peuvent constituer des approvisionnements en eau relativement sûrs (voir section 6.2). Les principales sources de contamination sont les oiseaux, les petits mammifères et les débris en provenance des toits. L'impact de ces sources de contamination peut être minimisé par des mesures simples : nettoyage régulier des gouttières, taille des branches qui dépassent au-dessus des dispositifs de collecte (ces branches pouvant être sources de débris et faciliter aux oiseaux et aux petits mammifères l'accès aux zones de captage des toits) et installation de crépines pour recueillir les feuilles dans les conduites d'admission des cuves. Il est recommandé de mettre en place des déflecteurs permettant d'empêcher les premières eaux de lavage, correspondant à la quantité d'eau tombée au début de la pluie et nécessaire au lavage du toit (20-25 litres), de pénétrer dans les cuves. Si l'on ne dispose pas de tels déflecteurs, il est possible d'utiliser une tuyauterie descendante que l'on peut mettre en place et retirer manuellement pour obtenir le même résultat.

D'une manière générale, les eaux de surface doivent au moins être désinfectées et habituellement aussi être filtrées pour garantir leur sécurité microbiologique. La première barrière consiste à minimiser à la source la contamination due à des déchets humains, à la présence de bétail ou à d'autres dangers.

Il est d'autant moins nécessaire de s'appuyer sur le traitement ou la désinfection que la source d'eau est bien protégée. La protection de l'eau pendant le stockage et la fourniture aux consommateurs doit être assurée par la mise en place d'une enceinte autour des réseaux de distribution et de stockage. Cette directive s'applique à la fois aux réseaux communautaires canalisés et à l'eau fournie par des vendeurs d'eau (section 6.3). Il est possible de protéger l'eau entreposée dans les habitations de la contamination en utilisant des récipients de stockage fermés ou d'autres types de récipient sûrs, dont la conception prévient l'introduction des mains, de louches ou d'autres sources externes de contamination.

Pour lutter contre les dangers chimiques, on se fiera principalement à la sélection initiale des sources et on s'assurera de la qualité et des performances des produits chimiques servant au traitement, des matériaux et des dispositifs disponibles, y compris les réseaux de stockage de l'eau.

Des modèles généraux de PGSSE peuvent être élaborés pour les types suivants d'approvisionnement en eau :

- eaux souterraines provenant de forages protégés ou puits équipés d'une pompe mécanique ;
- traitement classique de l'eau ;
- filtration comportant plusieurs étages ;
- stockage et distribution par des réseaux canalisés gérés par le fournisseur ;
- stockage et distribution par des réseaux canalisés gérés par la communauté ;
- vendeurs d'eau ;
- eau véhiculée par des moyens de transport (avions, navires et trains) ;
- puits à cuvelage dont l'eau est puisée manuellement ;
- sources dont l'eau est recueillie manuellement ;
- puits ordinaires protégés ;
- captages d'eau de pluie.

Il existe des recommandations concernant la manière de garantir la sécurité sanitaire de l'eau pendant la collecte, le transport et le stockage domestiques de l'eau (voir le document d'appui *Managing water in the home*, Annexe 1). Ces recommandations, complétées par des programmes d'éducation à l'hygiène, participeront à la promotion de la santé en vue de réduire la charge de maladies véhiculées par l'eau.

4.1.7 Validation

Pour que le PGSSE puisse être un outil fiable afin d'anticiper et de gérer les dangers et les événements dangereux pour lesquels il a été mis en place, il doit être étayé par des informations techniques précises et fiables. La validation consiste à obtenir des éléments prouvant l'efficacité des mesures de maîtrise des risques. Selon le type de mesures, une validation peut être opérée par une inspection sur site, en utilisant les

données existantes et la littérature ou avec des programmes de surveillance ciblés pour démontrer l'efficacité dans des conditions normales et dans des conditions exceptionnelles.

La validation est un processus d'enquête destiné à déterminer l'efficacité d'une mesure de maîtrise des risques. C'est habituellement une opération de grande ampleur lors de la construction initiale ou de la réhabilitation d'un réseau. Elle fournit des informations sur la qualité de l'eau qui peut être obtenue de manière fiable plutôt que des valeurs présumées et définit également des critères opérationnels permettant de garantir que cette mesure contribue à la maîtrise effective des dangers.

La validation des procédés de traitement est nécessaire pour montrer que les procédés de traitement peuvent fonctionner comme il se doit et permettent d'atteindre les niveaux requis de réduction des dangers. Dans le cas de dangers microbiens, ces niveaux requis prennent habituellement la forme de cibles d'efficacité fondées sur l'utilisation d'agents pathogènes de référence (voir section 7.2). La validation peut être effectuée au cours des études menées au stade pilote ou lors de la mise en service initiale d'un système de traitement de l'eau nouveau ou modifié. Elle offre aussi un outil utile pour optimiser les procédés de traitement existants.

Dans la première étape du processus de validation, on considère les données et informations déjà existantes. Ces sources sont notamment la littérature scientifique, le secteur industriel concerné, les activités de partenariat et l'évaluation comparative (« benchmarking ») avec des autorités de niveau supérieur, les spécifications des fabricants et les données historiques. Cette étape fournira des informations pour définir les besoins en matière d'essais. Il importe que les données utilisées lors de la validation soient pertinentes pour les conditions propres au réseau car des variations dans la composition et la qualité de l'eau, par exemple, peuvent avoir un impact important sur l'efficacité des mesures de maîtrise des risques.

La validation n'intervient pas dans la gestion quotidienne des approvisionnements en eau de boisson ; dans cette opération, il est donc possible d'utiliser des paramètres microbiens ne convenant pas à la surveillance opérationnelle et de tolérer un délai plus long pour le retour des résultats et des coûts supplémentaires pour le dosage des agents pathogènes. Les paramètres doivent être sélectionnés de manière à refléter les micro-organismes ciblés par le traitement (voir section 7.2). De plus en plus fréquemment, des paramètres indicateurs sont utilisés pour la validation. Par exemple, les coliphages peuvent être utilisés pour évaluer l'efficacité d'élimination des virus par des processus de filtration ou pour mesurer l'efficacité des procédés de désinfection, tandis que *Clostridium perfringens* peut être utilisé pour mesurer l'efficacité de l'élimination des protozoaires par des procédés de filtration.

La validation ne doit pas être confondue avec la surveillance opérationnelle de routine qui est conçue pour montrer que les mesures validées de maîtrise des risques sont toujours efficaces (voir section 4.2). Le processus de validation débouche souvent sur des améliorations des performances de fonctionnement suite à l'identification des modes opératoires les plus efficaces et les plus fiables. L'identification des paramètres de surveillance les plus adaptés aux performances des unités peut faire partie des bénéfices supplémentaires du processus de validation.

4.1.8 Modernisation et amélioration

L'évaluation du réseau d'eau de boisson peut révéler que les pratiques et les mesures de maîtrise des risques appliquées ne permettent pas de garantir la sécurité sanitaire de l'eau délivrée. Dans certains cas, il peut suffire d'examiner, de documenter et de formaliser ces pratiques et de traiter tous les domaines à améliorer. Dans d'autres, des modifications de grande ampleur des infrastructures peuvent s'imposer. Il convient de se baser sur l'évaluation du réseau pour élaborer un plan visant à répondre aux besoins identifiés pour une application intégrale du PGSSE.

L'amélioration du réseau d'eau de boisson peut porter sur une large gamme d'aspects, tels que :

- travaux d'équipement ;
- formation ;

- amélioration des procédures d'exploitation ;
- programmes de consultation des communautés ;
- recherche et développement ;
- mise au point des procès-verbaux d'incident ;
- communication et notification.

Les plans de modernisation et d'amélioration peuvent comprendre des programmes à court terme (sur un an, par exemple) ou à long terme. Les améliorations à court terme peuvent porter par exemple sur la consultation des communautés et sur le développement de programmes de sensibilisation de ces communautés. Les projets de travaux d'équipement à long terme peuvent concerner des capacités de stockage de l'eau ou l'amélioration des opérations de coagulation et de filtration.

La mise en œuvre des plans d'amélioration peut avoir des conséquences budgétaires importantes et donc nécessiter une analyse détaillée et une définition soignée des priorités en fonction des résultats de l'évaluation des risques. Il convient de suivre la mise en œuvre de ces plans pour avoir confirmation de la réalisation et de l'efficacité des améliorations. Les mesures de maîtrise des risques imposent souvent des dépenses considérables et les décisions relatives à l'amélioration de la qualité de l'eau ne peuvent être prises en faisant abstraction des autres aspects de l'approvisionnement en eau de boisson, dont le financement dépend des mêmes ressources limitées. Il faut donc définir des priorités et il est parfois nécessaire d'échelonner les améliorations sur une certaine durée.

4.2 Surveillance opérationnelle et maintien de mesures de maîtrise des risques

La surveillance opérationnelle est constituée d'un ensemble d'activités planifiées et systématiques destinées à déterminer si les mesures de maîtrise des risques fonctionnent toujours correctement. Dans le cadre de la surveillance opérationnelle, la tâche des fournisseurs de boisson consiste à surveiller chacune des mesures de maîtrise des risques selon une fréquence permettant de gérer efficacement le réseau et de garantir la réalisation des objectifs sanitaires.

4.2.1 Définition des mesures de maîtrise des risques

Le nombre et la nature des mesures de maîtrise des risques sont spécifiques au réseau concerné et dépendent du nombre et de la nature des dangers et des événements dangereux ainsi que de l'ampleur des risques correspondants.

Ces mesures doivent être définies en fonction de la probabilité et des conséquences d'une perte de contrôle. Leur mise en œuvre exige que certains critères opérationnels soient remplis, dont l'existence de :

- paramètres de surveillance opérationnelle mesurables, pour lesquels il est possible de fixer des limites définissant l'efficacité sur le plan opérationnel d'une activité ;
- paramètres de surveillance opérationnelle pouvant être suivis avec une fréquence suffisante pour révéler à temps les défaillances ;
- procédures pour guider les mesures correctives à appliquer en réponse à une déviation par rapport aux limites.

4.2.2 Choix des paramètres de surveillance opérationnelle

La surveillance opérationnelle évalue les résultats des mesures de maîtrise des risques à une fréquence appropriée. Cette fréquence est très variable : elle va du contrôle en ligne du chlore résiduel à la vérification trimestrielle de l'intégrité du muret entourant un puits.

La surveillance opérationnelle peut comprendre la mesure de paramètres ou des activités d'observation. Les paramètres choisis pour la surveillance opérationnelle doivent permettre d'évaluer l'efficacité de chacune des mesures de maîtrise des risques, fournir une indication en temps utile de leurs résultats, être facilement

mesurables et offrir la possibilité d'une réponse adéquate. Comme exemples de paramètres de surveillance opérationnelle, on peut mentionner des variables mesurables comme le chlore résiduel, le pH et la turbidité, ou des facteurs observables, tels que l'intégrité des grilles de protection contre les animaux indésirables.

Des agents pathogènes entériques ou des organismes indicateurs sont assez peu utilisés pour la surveillance opérationnelle, car le temps pris pour traiter et analyser les échantillons d'eau ne permet pas de procéder à des ajustements au niveau de l'exploitation avant la fourniture de l'eau au consommateur.

La surveillance opérationnelle peut faire appel à divers paramètres :

- Dans le cas des sources d'eau : turbidité, pouvoir absorbant à l'égard du rayonnement ultraviolet, croissance algale, débit et temps de séjour, couleur, conductivité, événements météorologiques locaux et intégrité des dispositifs de protection (clôtures, par exemple) ou d'extraction (dispositifs d'étanchéité de puits, par exemple) (voir les documents d'appui *Protecting groundwater for health* et *Protecting surface water for health* ; Annexe 1).
- S'agissant du traitement : concentration de désinfectant et temps de contact, intensité du rayonnement ultraviolet, pH, pouvoir absorbant à l'égard de la lumière, intégrité des membranes, turbidité et couleur (voir le document d'appui *Water treatment and pathogen control*, Annexe 1).
- Dans le cas des réseaux de distribution canalisés, les paramètres de surveillance opérationnelle peuvent être notamment les suivants :
 - La *surveillance du chlore résiduel* fournit une indication rapide des problèmes qui conditionnent la mesure de paramètres microbiens. La disparition soudaine d'une dose résiduelle de chlore, stable jusqu'alors, peut être le signe de la pénétration d'un contaminant. Il est aussi possible que les difficultés pour maintenir les teneurs en désinfectant résiduel en certains points du réseau de distribution ou la disparition progressive de ces teneurs traduisent une forte demande en oxydant dans l'eau ou le réseau de tuyauteries, résultant du développement de bactéries.
 - La mesure du *potentiel d'oxydoréduction* (ou potentiel redox) peut aussi être utilisée pour la surveillance opérationnelle de l'efficacité de la désinfection. Il est possible de définir un niveau minimum du potentiel d'oxydoréduction garantissant une désinfection efficace. Cette valeur doit être déterminée au cas par cas, dans la mesure où l'usage de valeurs universellement applicables ne peut être recommandé. Il est hautement souhaitable de procéder à d'autres recherches et évaluations concernant l'utilisation du potentiel d'oxydoréduction comme technique de surveillance opérationnelle.
 - La présence de *bactéries hétérotrophes* dans un approvisionnement peut constituer un indicateur utile de modifications telles que l'augmentation du potentiel de développement microbien, l'activité accrue du biofilm, le prolongement des temps de séjour ou de la stagnation de l'eau ou une atteinte à l'intégrité du réseau. Le nombre de bactéries hétérotrophes présentes dans un approvisionnement peut refléter la présence de larges surfaces de contact dans le système de traitement, telles que des filtres en ligne par exemple, et ne pas constituer un indicateur direct de l'état du réseau de distribution (voir le document d'appui *Heterotrophic plate counts and drinkingwater safety*, Annexe 1).
 - La *mesure de la pression* et la *turbidité* sont aussi des paramètres de surveillance opérationnelle utiles pour les réseaux de distribution canalisés (voir le document d'appui *Turbidity : information for regulators and operators of water supplies* ; Annexe 1).

On dispose de recommandations pour gérer l'exploitation et la maintenance d'un réseau de distribution (voir document d'appui *Safe piped water*, Annexe 1), qui prévoient notamment la mise au point d'un programme de surveillance de la qualité de l'eau et d'autres paramètres tels que la pression.

Le Tableau 4.3 renferme des exemples de paramètres de surveillance opérationnelle.

Tableau 4.3 Exemples de paramètres de surveillance opérationnelle utilisables pour suivre les mesures de maîtrise des risques

	Eau brute	Coagulation	Sédimentation	Filtration	Désinfection	Réseau de distribution
Paramètre opérationnel						
pH		✓	✓		✓	✓
Turbidité (ou comptage des particules)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Oxygène dissous	✓					
Fleuve/rivière	✓					
Précipitations	✓					
Couleur	✓					
Conductivité (matières solides dissoutes totales)	✓					
Carbone organique	✓		✓			
Algues, toxines algales et métabolites		✓			✓	
Dosage chimique						
Débit		✓	✓	✓	✓	
Charge nette		✓				
Valeur du courant d'écoulement		✓				
Perte de charge				✓		
Ct (concentration de désinfectant x temps de contact)					✓	
Dose résiduelle de désinfectant					✓	✓
Potentiel d'oxydoréduction (redox)					✓	
DBP					✓	✓
Bactéries hétérotrophes					✓	✓
Pression hydraulique						✓

4.2.3 Établissement de limites opérationnelles et critiques

Les mesures de maîtrise des risques imposent la fixation de limites définissant un fonctionnement acceptable, appelées limites opérationnelles, qui s'appliquent aux paramètres de surveillance opérationnelle. Il convient de définir des limites opérationnelles pour les paramètres concernés par chaque mesure de maîtrise des risques. Si la surveillance indique un dépassement des limites opérationnelles, des mesures correctives prédéterminées (voir section 4.4) doivent être mises en œuvre. La détection de la déviation et l'application de la mesure corrective doivent être possibles dans un délai suffisamment court pour que les performances et la sécurité sanitaire de l'eau puissent être maintenues.

Pour certaines mesures de maîtrise des risques, il peut être nécessaire de définir une deuxième série de « limites critiques », en dehors desquelles il serait impossible d'avoir confiance dans la sécurité sanitaire de l'eau. Les écarts par rapport à ces limites critiques exigent habituellement une intervention urgente, dont la notification immédiate à l'autorité sanitaire.

Les limites opérationnelles et critiques peuvent être des limites supérieures, des limites inférieures ou encore être constituées d'une série, ou « enveloppe », de mesures de performances.

4.2.4 Approvisionnements communautaires et domestiques non canalisés

En général, il ne faut pas utiliser l'eau de surface ou l'eau soutirée à faible profondeur comme source d'eau de boisson sans protection ou traitement sanitaires.

La surveillance des sources d'eau (y compris les cuves d'eau de pluie) par des exploitants appartenant à la communauté ou par des ménages imposera généralement une inspection sanitaire périodique (pour plus de détails, voir le document de 1997 intitulé *Surveillance and control of community supplies* ; OMS, 1997). Les formulaires d'inspection sanitaire employés doivent être compréhensibles et faciles à utiliser et se présenter, par exemple, sous forme illustrée. Il est préférable que les facteurs de risque pris en compte se rapportent aux activités qui sont sous le contrôle de l'exploitant et susceptibles d'influer sur la qualité de l'eau. Les liens entre les résultats de la surveillance opérationnelle et les mesures à prendre doivent être clairs et une formation à ce sujet sera nécessaire.

Les exploitants doivent également procéder à des évaluations physiques régulières de l'eau, notamment après des précipitations abondantes, pour surveiller l'éventuelle apparition d'une quelconque variation notable de la qualité de l'eau (changements de couleur, d'odeur, de goût ou de turbidité, par exemple).

Les ménages sont responsables de la préservation de la qualité de l'eau pendant la collecte et le transport manuel de cette eau. Ces opérations exigent l'application de bonnes pratiques d'hygiène, dont l'acquisition doit être facilitée par une éducation dans ce domaine. Les programmes d'éducation à l'hygiène doivent apporter aux ménages et aux communautés des compétences leur permettant de surveiller et de prendre en charge l'hygiène de l'eau qu'ils utilisent.

Si un traitement est appliqué à l'eau provenant de sources communautaires (telles que des forages, des puits et des sources) ainsi que la collecte d'eau de pluie réalisée par les ménages, un suivi opérationnel est recommandé. Lors de la réalisation d'un traitement de l'eau à domicile, il est essentiel de fournir des informations (et si nécessaire une formation) aux utilisateurs pour s'assurer qu'ils ont intégré les exigences de base concernant la surveillance opérationnelle.

4.3 Vérification

Outre la surveillance opérationnelle des performances des différents composants du réseau d'eau de boisson, il faut procéder à une *vérification* finale pour s'assurer que le fonctionnement du réseau dans son ensemble ne présente pas de risque. Cette vérification peut être opérée par le fournisseur, par une autorité indépendante ou par l'un et l'autre, selon le régime administratif auquel le réseau est soumis dans le pays concerné. Elle comprend habituellement la recherche d'organismes indicateurs de contamination fécale et de produits chimiques dangereux ainsi que des audits pour vérifier que les PGSSE sont mis en œuvre comme prévu et sont efficaces.

La vérification permet un contrôle final des performances globales de la chaîne d'approvisionnement en eau de boisson dans sa globalité et de la sécurité sanitaire de l'eau de boisson fournie aux consommateurs. La vérification devrait être effectuée par un organisme de surveillance ; les fournisseurs d'eau peuvent également mettre en œuvre des programmes internes de vérification.

Sous l'aspect microbien, la vérification consiste habituellement à rechercher des bactéries indicateurs de contamination fécale dans l'eau traitée et dans l'eau délivrée. S'agissant de la sécurité chimique, la recherche des produits chimiques préoccupants peut s'effectuer en fin de traitement, au niveau de la distribution ou au point de consommation (en fonction des variations de concentration susceptibles d'intervenir dans le cadre de la distribution). Les DBP les plus courants et dont la concentration est souvent la plus forte dans l'eau de boisson sont les trihalométhanes et les acides haloacétiques. Dans nombre de cas,

ces composés peuvent aussi permettre de mesurer indirectement la concentration d'une grande variété de DBP chlorés apparentés.

Les fréquences de prélèvement doivent être fixées en fonction de l'arbitrage entre les bénéfices et les coûts associés à l'obtention d'informations supplémentaires. Elles dépendent habituellement de la population desservie ou du volume d'eau fourni, car elles doivent correspondre à l'augmentation du risque humain. La fréquence de détermination des différentes caractéristiques sera fonction de leur variabilité. Les prélèvements et les analyses devront être plus fréquents pour les agents microbiens que pour les composants chimiques. En effet, même des épisodes brefs de contamination microbienne peuvent déclencher directement des maladies chez les consommateurs, tandis qu'en l'absence d'événement spécifique (surdosage chimique dans une installation de traitement, par exemple), les épisodes de contamination chimique susceptibles d'entraîner un problème de santé aigu sont rares. Les fréquences d'échantillonnage de l'eau quittant le traitement dépendent de la qualité de l'eau de source et du type de traitement.

Des plans devraient être élaborés afin de réagir face à des résultats qui ne correspondent pas aux objectifs en matière de qualité de l'eau. Ces plans devraient comprendre une enquête sur la cause du non-respect et, si nécessaire, des mesures correctives, par exemple recommander de faire bouillir l'eau. Si, à plusieurs reprises, les objectifs n'ont pas été atteints, le PGSSE devrait être réexaminé et amélioré.

4.3.1 Vérification de la qualité microbienne

La vérification de la qualité microbienne de l'eau de boisson comprend généralement la recherche d'*Escherichia coli* en tant qu'indicateur de contamination fécale. En pratique, la recherche de bactéries coliformes thermotolérantes peut être une solution de remplacement acceptable dans de nombreuses circonstances. Bien que *E. coli* soit un indicateur utile, la portée de cette information est limitée. En effet, les virus entériques et les protozoaires sont plus résistants à la désinfection ; en conséquence, l'absence d'*E. coli* n'indique pas nécessairement que l'eau est exempte de ces organismes. Dans certaines situations, il peut être souhaitable de rechercher davantage d'indicateurs résistants, tels que des bactériophages et/ou des spores bactériennes (voir section 7.4).

La vérification de la qualité microbienne de l'eau des approvisionnements doit être conçue de manière à maximiser la probabilité de détecter une contamination. L'échantillonnage doit donc tenir compte des variations potentielles de la qualité de l'eau dans la distribution. Il faudra donc normalement prendre en considération les endroits et les moments associés à une probabilité de contamination accrue.

La contamination fécale ne se répartit pas uniformément au sein d'un réseau de distribution canalisé. Dans les réseaux distribuant une eau de bonne qualité, la probabilité de détecter des bactéries indicatrices de contamination fécale est considérablement réduite dans le relativement petit nombre d'échantillons recueillis.

Il est possible d'accroître la probabilité de détecter une contamination dans les réseaux où la recherche de bactéries indicatrices de contamination fécale donne principalement des résultats négatifs en recourant plus fréquemment à des tests du type présence/absence. De tels tests peuvent s'avérer plus simples, plus rapides et moins onéreux que les méthodes quantitatives. Les études comparant ces deux types de méthodes montrent que les tests présence/absence permettent d'atteindre une détection maximale des bactéries indicatrices de contamination fécale. Néanmoins, les tests présence/absence ne conviennent que pour les réseaux où la majorité des analyses recherchant la présence d'organismes indicateurs donne des résultats négatifs.

Plus la fréquence d'analyse de l'eau pour détecter des organismes indicateurs de contamination fécale est grande, plus la détection d'une contamination est probable. Il est plus utile de procéder à des examens fréquents utilisant une méthode simple qu'à des examens moins fréquents recourant à un test complexe ou à une série de tests.

La nature et la probabilité de la contamination peuvent varier en fonction des saisons, des précipitations et d'autres conditions locales. L'échantillonnage devrait normalement être aléatoire, mais les prélèvements devront être plus nombreux en période d'épidémie, d'inondation ou de crise, ou encore en cas d'interruption de l'approvisionnement ou de travaux de réparation.

Les nombres d'échantillons minimaux recommandés pour vérifier la qualité microbienne de l'eau de boisson sont présentés dans le Tableau 4.4.

Tableau 4.4 Nombres d'échantillons minimaux recommandés pour le dosage des indicateurs de contamination fécale dans les réseaux de distribution^a

Type d'approvisionnement en eau et population	Nombre total d'échantillons par an
<i>Sources ponctuelles</i>	Echantillonnage échelonné de l'ensemble des sources sur des cycles de 3 à 5 ans (au maximum)
<i>Réseaux canalisés</i>	
<5000	12
5000-100 000	12 pour 5000 habitants
>100 000-500 000	12 pour 10 000 habitants + 120 prélèvements supplémentaires
>500 000	12 pour 100 000 habitants + 600 prélèvements supplémentaires

^a Dans le cadre de la surveillance opérationnelle et de la surveillance effectuée en vue de la vérification, il convient d'analyser plus fréquemment des paramètres tels que la concentration de chlore, la turbidité et le pH.

4.3.2 Vérification de la qualité chimique

Les aspects à considérer dans la mise au point de la vérification chimique incluent la disponibilité de moyens d'analyse appropriés, le coût des analyses, l'éventuelle dégradation des échantillons, la stabilité du contaminant, la présence probable du contaminant dans divers approvisionnements, le point le plus approprié pour la surveillance et la fréquence de prélèvement.

Pour un produit chimique donné, le lieu et la fréquence de prélèvement seront déterminés en fonction de ses principales sources (voir Chapitre 8) et de la variabilité de sa concentration. Les substances dont la concentration ne varie pas notablement au cours du temps exigent un échantillonnage moins fréquent que celles dont la concentration fluctue de manière importante.

Dans nombre de cas, une analyse de la qualité de l'eau de source une fois par an, ou même moins fréquemment, notamment pour des eaux souterraines stables, peut suffire lorsque les concentrations des substances d'origine naturelle préoccupantes varient très lentement au cours du temps. Les concentrations de substances d'origine naturelle ont tendance à présenter plus de variation dans les eaux de surface ; en conséquence, les eaux de surface nécessitent un plus grand nombre de prélèvements, selon le contaminant présent et son importance.

Les points des prélèvements dépendront des caractéristiques en termes de qualité de l'eau examinée. Un prélèvement au niveau de l'installation de traitement ou en amont du réseau de distribution peut suffire pour les constituants dont les concentrations ne fluctuent pas pendant la distribution. Cependant, pour ceux dont les concentrations sont susceptibles de varier au cours de la distribution, il convient d'effectuer les prélèvements en fonction du comportement ou de la source de la substance en cause. Les prélèvements doivent notamment être réalisés en des points proches des extrémités du réseau de distribution et des piquages desservant directement les habitations et les bâtiments abritant un grand nombre d'occupants. Le plomb, par exemple, doit être dosé au niveau des piquages alimentant les consommateurs, car les sources de plomb sont habituellement les branchements ou les installations de plomberie des bâtiments.

Le document d'appui *Chemical safety of drinking-water* (Annexe 1) renferme des informations supplémentaires à ce sujet.

4.3.3 Eaux de source

L'analyse destinée à la vérification des eaux de source est particulièrement importante en l'absence de traitement de l'eau. Elle est également utile après une défaillance du procédé de traitement ou dans le cadre de l'investigation d'une flambée de maladies véhiculées par l'eau. La fréquence des analyses dépendra de la raison motivant les prélèvements. Les analyses peuvent s'effectuer :

- sur une base régulière (la fréquence des analyses de vérification dépendra de plusieurs facteurs, dont la taille de la communauté desservie, la fiabilité de la qualité de l'eau de boisson ou le degré de traitement et la présence de facteurs de risque locaux) ;
- sur une base occasionnelle (par exemple, de manière aléatoire ou lors des visites des approvisionnements en eau de boisson gérés par des communautés) ;
- plus fréquemment après une dégradation de la qualité de l'eau de source résultant d'incidents prévisibles, de situations de crise ou d'événements non prévus, considérés comme susceptibles d'augmenter le risque de percée de contamination (après une inondation ou des déversements en amont, par exemple).

Avant la mise en service d'un nouvel approvisionnement en eau de boisson, il convient de procéder à une longue série d'analyses, portant notamment sur des paramètres identifiés comme potentiellement présents d'après l'examen des données provenant d'approvisionnements similaires ou d'une évaluation des risques concernant la source.

4.3.4 Réseaux de distribution canalisés

Le choix des points de prélèvement dépend de l'approvisionnement en eau concerné. La nature du risque en matière de santé publique posé par les agents pathogènes et par une éventuelle contamination de l'ensemble des réseaux de distribution implique que la collecte des échantillons en vue d'une analyse microbienne (et d'une mesure des paramètres associés, tels que le chlore résiduel, le pH et la turbidité) s'effectue généralement fréquemment et à partir de points de prélèvement dispersés. Il est nécessaire de choisir avec soin les points et la fréquence de prélèvement pour les constituants chimiques provenant des matériaux constituant les canalisations et les éléments de plomberie, et dont la présence n'est pas maîtrisée par une régulation directe, et pour ceux dont les concentrations évoluent dans la distribution, tels que les trihalométhanes. La mise en œuvre d'un échantillonnage aléatoire stratifié dans les réseaux de distribution s'est révélée efficace.

4.3.5 Approvisionnements gérés par des communautés

Pour évaluer correctement les performances d'un réseau d'eau de boisson communautaire, il faut prendre en compte un certain nombre de facteurs. Certains pays, qui ont développé des stratégies nationales pour la surveillance et le contrôle de la qualité des réseaux d'eau de boisson, ont adopté des *indicateurs de service quantitatifs* (qualité, quantité, accessibilité, couverture, disponibilité et continuité), destinés à être appliqués à un niveau communautaire, régional ou national. La pratique usuelle consisterait à inclure parmi ces mesures celles des paramètres critiques pour la qualité microbienne (normalement *E. coli*, chlore, turbidité et pH) et pour l'inspection sanitaire à effectuer. Les méthodes utilisées pour ces tests doivent être standardisées et approuvées. Il est recommandé que les kits de tests sur site soient validés en termes de performances par rapport à des méthodes de référence ou normalisées et que leur utilisation soit agréée pour les analyses de vérification.

Pris dans leur ensemble, les indicateurs de service fournissent une base pour la définition d'objectifs à l'intention des approvisionnements en eau de boisson communautaires. Ils servent de guide quantitatif pour juger de l'adéquation des approvisionnements et fournissent aux consommateurs une mesure objective de la qualité du service global et ainsi du degré de protection apporté en matière de santé publique.

Les analyses et les inspections sanitaires périodiques des approvisionnements en eau de boisson communautaires doivent habituellement être effectuées par l'organisme de surveillance et doivent évaluer

les dangers microbiens et les produits chimiques connus comme problématiques (voir aussi le Chapitre 5). Il est peu probable que la communauté ait la capacité de réaliser un échantillonnage fréquent et l'une des solutions peut donc consister en un programme de visites échelonné visant à s'assurer que chaque approvisionnement est visité une fois tous les 3 à 5 ans. L'objectif principal est de fournir des informations utilisables pour la planification stratégique et l'élaboration de politiques plutôt que d'évaluer la conformité des différents approvisionnements en eau de boisson. Il est recommandé de procéder à l'analyse complète de la qualité chimique de la totalité des sources au moins une fois avant la mise en service de l'approvisionnement et de préférence tous les 3 à 5 ans par la suite.

Des conseils à propos de la conception des programmes d'échantillonnage et de la fréquence de prélèvement pour les approvisionnements communautaires sont fournis dans le document de 1997, *Surveillance and control of community supplies* (OMS, 1997).

4.3.6 Assurance et contrôle de la qualité

Il convient de mettre en œuvre des procédures d'assurance et de contrôle analytique de la qualité appropriées pour l'ensemble des activités liées à la production de données concernant la qualité de l'eau de boisson. De telles procédures permettront de garantir que ces données conviennent à l'usage qui en sera fait – en d'autres termes, que les résultats obtenus sont suffisamment corrects. L'adéquation des données à leur usage sera définie dans le programme de surveillance de la qualité de l'eau, qui comprendra une déclaration concernant l'exactitude et la précision des données. En raison de la grande diversité des substances, des méthodes, des équipements et des exigences en matière d'exactitude pouvant intervenir dans la surveillance de l'eau de boisson, de nombreux aspects particuliers et pratiques du contrôle de la qualité analytique de l'eau sont concernés. Ils ne sont pas abordés dans cette publication.

La conception et la mise en œuvre d'un programme d'assurance de la qualité à l'intention des laboratoires d'analyse sont exposées en détail dans *Water quality monitoring : A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes* (Bartram & Ballance, 1996). Ce chapitre se rapporte à la norme ISO/IEC 17025:2005 *Prescriptions générales concernant la compétence des laboratoires d'étalonnage et d'essai*, qui fournit un cadre pour la gestion de la qualité dans les laboratoires d'analyse.

Des recommandations pour l'échantillonnage sont présentées dans les normes de l'Organisation internationale de Normalisation (ISO) indiquées dans le Tableau 4.5.

Tableau 4.5 Normes de l'Organisation internationale de Normalisation (ISO) relatives à la qualité de l'eau et fournissant des recommandations concernant l'échantillonnage^a

Norme ISO N°	Titre (qualité de l'eau)
5667-1:2006	Échantillonnage – Partie 1 : Lignes directrices pour la conception des programmes et des techniques d'échantillonnage
5667-3:2003	Échantillonnage – Partie 3 : Lignes directrices pour la conservation et la manipulation des échantillons d'eau
5667-4:1987	Échantillonnage – Partie 4 : Lignes directrices pour l'échantillonnage des eaux de lacs naturels et de lacs artificiels
5667- 5:2006	Échantillonnage – Partie 5 : Lignes directrices pour l'échantillonnage de l'eau potable des usines de traitement et du réseau de distribution
5667-6:2005	Échantillonnage – Partie 6 : Lignes directrices pour l'échantillonnage dans des rivières et des cours d'eau
5667-11:2009	Échantillonnage – Partie 11 : Lignes directrices pour l'échantillonnage dans des eaux souterraines
5667-13:1997	Échantillonnage – Partie 13 : Lignes directrices pour l'échantillonnage des boues provenant d'installations de traitement de l'eau et des eaux usées

Norme ISO N°	Titre (qualité de l'eau)
5667-14:1998	Échantillonnage – Partie 14 : Lignes directrices pour le contrôle de la qualité dans l'échantillonnage et la manutention des eaux environnementales
5667-16:1998	Échantillonnage – Partie 16 : Lignes directrices pour les essais biologiques des échantillons
5667-20:2008	Échantillonnage – Partie 20 : Lignes directrices relatives à l'utilisation des données d'échantillonnage pour la prise de décision – Conformité avec les limites et systèmes de classification
5667-21:2010	Échantillonnage – Partie 21 : Lignes directrices pour l'échantillonnage de l'eau de boisson distribuée par camions-citernes ou d'autres moyens que les tuyaux de distribution
5667-23:2011	Échantillonnage – Partie 23 : Lignes directrices pour l'échantillonnage passif dans les eaux de surface
5668-17:2008	Échantillonnage – Partie 17 : Lignes directrices pour l'échantillonnage des matières solides en suspension
13630:2009	Lignes directrices pour le contrôle de qualité analytique pour l'analyse chimique et physico-chimique de l'eau
17381:2003	Choix et application des méthodes utilisant des kits prêts à l'emploi en analyse d'eau

^a L'ISO a également établi des normes de gestion de la qualité relatives à la distribution d'eau de boisson, notamment ISO 24510:2007, Activités relatives aux services de l'eau de boisson et de l'assainissement - Lignes directrices pour l'évaluation et l'amélioration du service aux usagers ; et ISO 24512:2007, Activités relatives aux services de l'eau de boisson et de l'assainissement – Lignes directrices pour le management des services publics de l'eau de boisson et pour l'évaluation des services fournis.

4.3.7 Plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau

En plus des essais visant à déterminer la qualité de l'eau, la vérification devrait également comprendre des audits des PGSSE afin de prouver que les plans ont été conçus de manière appropriée, sont correctement mis en œuvre et sont efficaces. Les facteurs à prendre en compte sont les suivants :

- tous les dangers et événements dangereux importants ont été identifiés ;
- des mesures appropriées de maîtrise des risques ont été intégrées ;
- des procédures appropriées de surveillance opérationnelle ont été établies ;
- des limites opérationnelles appropriées ont été définies ;
- des mesures correctives ont été identifiées ;
- des procédures appropriées de suivi de la vérification ont été établies.

Les audits peuvent être effectués dans le cadre d'examen internes ou externes et peuvent faire partie de la surveillance réalisée par des autorités indépendantes. Les audits peuvent avoir pour objet à la fois l'évaluation et la vérification de la conformité. Pour plus d'informations, voir le document d'appui A *practical guide to auditing water safety plans* (Annexe 1).

4.4 Méthodes de gestion des réseaux de distribution canalisés

Une gestion efficace implique la définition de mesures à prendre en conditions normales de fonctionnement et dans des situations « d'incident » spécifiques pouvant donner lieu à une perte de contrôle du réseau, ainsi que de procédures à suivre dans les situations imprévues (crises). La consignation de ces procédures de gestion doit s'effectuer en parallèle avec l'évaluation du réseau, l'application des plans de surveillance et des programmes de soutien et la communication nécessaires pour garantir un fonctionnement sans risque du réseau.

Une grande part du plan de gestion portera sur la description des mesures à prendre pour maintenir un fonctionnement optimal dans des conditions normales de fonctionnement. Ces mesures doivent inclure à la

fois des réponses à des variations normales dans les paramètres de surveillance opérationnelle et des réponses dans des situations où ces paramètres atteignent des limites critiques. Toutes les activités, notamment des procédures opératoires normalisées appliquées dans des conditions normales et des réponses planifiées pour faire face à des incidents et des situations de crise, doivent être consignées.

Toute déviation importante dans le cadre de la surveillance opérationnelle (ou au cours de la vérification) correspondant au dépassement d'une limite critique est appelée « incident ». Un incident désigne toute situation dans laquelle il existe une raison de suspecter que l'eau distribuée et destinée à la boisson puisse être, ou puisse devenir, insalubre (c'est-à-dire qu'on a perdu confiance dans la sécurité sanitaire de l'eau). Un PGSSE doit définir des procédures de gestion permettant de répondre aux incidents prévisibles, ainsi qu'aux incidents imprévisibles et aux situations de crise.

Les plans de riposte en cas d'incident sont susceptibles de prévoir plusieurs niveaux d'alerte, pouvant aller des signaux d'avertissement précoces et mineurs, ne requérant pas plus qu'une investigation supplémentaire, à la situation de crise. Les situations de crise sont susceptibles de requérir, outre les ressources du fournisseur d'eau de boisson, celles d'autres organismes, notamment des autorités sanitaires publiques.

Les plans de riposte en cas d'incident prévoient habituellement :

- l'indication précise des responsabilités et des coordonnées des personnes clés (impliquant souvent plusieurs individus et organismes) ;
- la liste des indicateurs mesurables et des conditions/valeurs limites qui déclencherait un incident, ainsi qu'une échelle des niveaux d'alerte ;
- la description claire des mesures nécessaires pour répondre aux alertes ;
- le lieu de mise en œuvre et la nature des modes opératoires normalisés et les équipements nécessaires ;
- l'emplacement des équipements de secours ;
- les informations logistiques et techniques pertinentes ;
- les listes de contrôle et les guides de référence rapides.

L'application de ce plan peut s'imposer dans un délai très court, ce qui nécessite des équipes de secours, des systèmes de communication efficaces, ainsi qu'une formation et une documentation actualisées.

Le personnel doit être entraîné à l'application des mesures de riposte afin de pouvoir gérer efficacement les incidents ou les situations de crise. Les plans de riposte en cas d'incident ou de crise doivent périodiquement faire l'objet de révisions et d'exercices. Il est ainsi possible de parfaire le degré de préparation et de renforcer l'efficacité de ces plans avant qu'une situation de crise intervienne.

Après tout incident ou toute situation de crise, il faut procéder à une enquête impliquant tout le personnel concerné. Cette enquête doit prendre en compte les éléments suivants :

- la cause du problème ;
- la façon dont le problème a d'abord été identifié ou reconnu ;
- les mesures les plus importantes à prendre ;
- les problèmes de communication éventuellement rencontrés et les réponses apportées ;
- les conséquences immédiates et à long terme ;
- l'efficacité du plan de riposte en cas de crise.

Il convient également d'établir une documentation et une notification de l'incident ou de la situation de crise. L'organisme doit tirer de cet incident ou de cette situation le plus d'enseignements possible, afin d'améliorer le degré de préparation et de planification des incidents futurs. L'étude de cet incident ou de cette situation peut faire apparaître la nécessité de modifier certains aspects du PGSSE et des protocoles existants.

L'élaboration de procédures claires, la définition des responsabilités et la mise en place d'équipements pour l'échantillonnage et le stockage de l'eau en cas d'incident seront éventuellement utiles à un suivi épidémiologique ou à d'autres types d'investigation. L'échantillonnage et le stockage de l'eau à un stade précoce après la suspicion de survenue d'un incident doivent faire partie du plan de riposte.

4.4.1 Incidents prévisibles (« déviations »)

Nombre d'incidents (dépassement d'une limite critique, par exemple) sont prévisibles et les plans de gestion peuvent donc spécifier des mesures à prendre en réponse. Ces mesures peuvent comprendre, par exemple, un changement temporaire de source d'eau (si cela est possible), une augmentation de la dose de coagulant, la mise en œuvre d'une désinfection de secours ou un accroissement des concentrations de désinfectants dans les réseaux de distribution.

4.4.2 Événements imprévus

Certains scénarios conduisant à considérer l'eau comme potentiellement insalubre peuvent ne pas avoir été spécifiquement identifiés dans les plans de riposte en cas d'incident. Il peut en être ainsi parce que les événements en cause n'ont pas été prévus ou parce qu'ils ont été jugés trop improbables pour justifier l'élaboration détaillée de mesures correctives. Pour prendre en compte ce type d'événement, il convient de mettre au point un plan général de riposte en cas d'incident. Ce plan devra fournir des conseils généraux pour identifier et traiter des incidents, en complément de recommandations spécifiques sur les réponses à apporter à un grand nombre de types d'incident.

Le plan général de riposte en cas d'incident, définissant les responsabilités du personnel et des critères de classement des incidents par catégories, prévoira un protocole d'évaluation et de notification des incidents. Les critères de classement peuvent inclure le moment où l'incident se produit, la population touchée ou la nature du danger mis en cause.

Le succès des ripostes générales en cas d'incident dépend de l'expérience, de la capacité de jugement et des compétences du personnel exploitant et gérant la distribution d'eau de boisson. Néanmoins, il est possible d'intégrer au plan général de riposte en cas d'incident des interventions courantes communes au dispositif de réponse à de nombreux incidents. Dans le cas des réseaux canalisés par exemple, des procédures opératoires normalisées pour la purge en situation de crise peuvent être mises au point et testées en vue de leur application dans le cas où un réseau canalisé doit être purgé de l'eau contaminée qu'il contient. De même, on peut élaborer, tester et intégrer au plan de riposte des procédures opératoires normalisées pour permuter ou court-circuiter rapidement des réservoirs. La mise au point de telles « trousse à outils » d'éléments d'appui limite la probabilité d'erreur et accélère les ripostes lors des incidents.

4.4.3 Situations de crise

Les fournisseurs d'eau doivent élaborer des plans à mettre en œuvre en situation de crise. Ces plans doivent prendre en compte les catastrophes naturelles (séismes, inondations, dommages causés aux équipements électriques par la foudre), les accidents (déversements dans le bassin hydrologique, interruptions de l'alimentation électrique, par exemple), les dommages affectant l'installation de traitement ou le réseau de distribution et les interventions humaines (grèves, sabotages, par exemple), susceptibles de se produire. Les plans de riposte en situation de crise doivent clairement spécifier les responsabilités en matière de coordination des mesures à prendre, définir un plan de communication pour alerter et informer les utilisateurs de l'eau ainsi que des plans prévoyant la mise en place et la distribution d'approvisionnements de secours en eau de boisson.

Ces plans doivent être mis au point en consultation avec les autorités de réglementation concernées et autres organismes clés et ne doivent pas être en contradiction avec les dispositions de riposte aux situations de crise nationales et locales. Ils doivent notamment traiter des principaux aspects suivants :

- mesures de riposte, y compris le renforcement de la surveillance ;

- responsabilités des autorités internes et externes à l'organisme ;
- plans pour la mise en place d'approvisionnements en eau de boisson de secours ;
- protocoles et stratégies de communication, y compris les procédures de notification (internes, ainsi qu'avec les organismes chargés de la réglementation, les médias et le public) ;
- mécanismes visant à renforcer la surveillance sanitaire de la population.

Les plans de riposte en situation de crise et en cas d'événement imprévu impliquant des micro-organismes ou des produits chimiques doivent aussi comprendre des éléments de base permettant de formuler des recommandations quant à la nécessité de faire bouillir l'eau (voir section 7.6.1) ou d'éviter son utilisation (voir section 8.7.10). Ces recommandations doivent viser l'intérêt public. Dès lors, les recommandations devraient être émises après un examen rapide mais soigneux des informations disponibles et après avoir conclu que le risque existant pour la santé publique est plus grave qu'un risque pour lequel il est recommandé de bouillir de l'eau ou d'éviter de la boire. Le service de conseil est habituellement géré par les autorités de santé publique. La décision de fermer un approvisionnement en eau de boisson est liée à l'obligation de fournir un approvisionnement sain de remplacement et se justifie rarement en raison des effets préjudiciables, en particulier pour la santé, d'une restriction de l'accès à l'eau. Les présentes Directives exposent les mesures spécifiques à prendre en cas d'écart par rapport à une directive ou en situation de crise dans les sections 7.6 (dangers microbiens) et 8.7 (dangers chimiques) ; des références plus générales sont présentées dans la section 6.7. Les exercices de simulation de crise jouent un rôle important dans le maintien d'une bonne préparation aux situations de crise. Pour un approvisionnement en eau donné, ils aident à déterminer les mesures susceptibles d'être prises dans différentes circonstances.

4.4.4 Préparation d'un plan de surveillance

Il convient de mettre au point des programmes pour la surveillance opérationnelle et la surveillance en vue de la vérification et de les intégrer à un PGSSE, en définissant en détail les stratégies et les procédures à suivre pour surveiller les divers aspects des réseaux d'eau de boisson. Ces plans de surveillance doivent être soigneusement documentés et contenir les informations suivantes :

- paramètres à surveiller ;
- points et fréquence d'échantillonnage ;
- méthodes et matériel d'échantillonnage ;
- calendriers d'échantillonnage ;
- références à des procédures de mesures correctives, incluant les responsabilités ;
- qualifications et besoins de certification pour les laboratoires d'analyse ;
- méthodes utilisées pour l'assurance de la qualité et la validation des résultats ;
- besoins en matière de vérification et d'interprétation des résultats ;
- responsabilités et qualifications requises pour le personnel ;
- besoins en matière de documentation et de gestion des dossiers, et notamment modalités d'enregistrement et de conservation des résultats ;
- besoins en matière de notification et de communication des résultats.

4.4.5 Programmes d'appui

Nombre de mesures sont importantes pour garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson, mais n'influent pas directement sur la qualité de celle-ci et ne constituent donc pas des mesures de maîtrise des risques. Elles entrent dans le cadre des « programmes d'appui » et doivent aussi figurer dans un PGSSE. Les programmes d'appui peuvent inclure :

- le contrôle des accès aux installations de traitement, aux captages et aux réservoirs, ainsi que la mise en œuvre de mesures de sécurité appropriées, visant à prévenir l'introduction de dangers par des personnes accédant à l'eau de source ;

- la mise au point de protocoles de vérification concernant l'utilisation de produits chimiques et de matériaux dans l'approvisionnement en eau de boisson – par exemple pour s'assurer que les fournisseurs sollicités participent à des programmes d'assurance de la qualité ;
- l'utilisation d'équipements conçus pour faire face aux incidents tels que des ruptures de canalisations (ces équipements doivent, par exemple, être destinés uniquement aux travaux sur réseau d'eau potable et non aux travaux concernant les égouts) ;
- des programmes de formation et d'éducation à l'intention du personnel participant aux activités susceptibles d'influer sur la sécurité sanitaire de l'eau de boisson. Cette formation doit être dispensée dans le cadre des programmes de préparation et être fréquemment mise à jour ;
- la recherche et le développement pour améliorer les connaissances sur la qualité de l'eau, notamment la qualité des eaux de source et leur traitement.

Les mesures importantes pour garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson, mais qui n'ont pas d'influence directe sur la qualité de celle-ci, relèvent de ce qu'on appelle les programmes d'appui.

Les programmes d'appui seront presque exclusivement constitués de dispositions que les fournisseurs et les vendeurs d'eau de boisson appliquent ordinairement déjà en fonctionnement normal. Dans la plupart des cas, la mise en œuvre de ces programmes suppose :

- la confrontation des pratiques existantes en matière d'exploitation et de gestion ;
- un examen initial, suivi de réexamens périodiques et de mises à jour de ces pratiques, en vue de leur amélioration continue ;
- la promotion de bonnes pratiques visant à encourager leur application ;
- un audit des pratiques visant à vérifier qu'elles sont effectivement appliquées, prévoyant la prise de mesures correctives dans les cas de non-conformité.

Les codes de bonnes pratiques d'exploitation, de gestion et d'hygiène du travail sont des éléments essentiels des programmes d'appui. Ils sont souvent pris en compte dans les procédures opératoires normalisées. Ils couvrent les points suivants, sans que cette liste soit limitative :

- pratiques d'hygiène du travail ;
- attention portée à l'hygiène personnelle ;
- formation et compétences du personnel intervenant dans l'approvisionnement en eau de boisson ;
- outils de gestion des actions du personnel, telles que la participation à un système d'assurance de la qualité ;
- assurance de l'engagement des acteurs, à tous les niveaux, dans la fourniture de l'eau de boisson ;
- éducation des communautés dont les activités peuvent influencer sur la qualité de l'eau ;
- étalonnage du matériel de surveillance ;
- tenue des registres.

La comparaison, à travers l'examen par des pairs, le « benchmarking » et l'échange de personnel ou de documents, d'une série de programmes d'appui avec ceux dont bénéficient d'autres fournisseurs peut stimuler la production d'idées pour améliorer les pratiques.

Les programmes d'appui peuvent être de grande ampleur, être modifiés et impliquer plusieurs organismes et individus. Nombre d'entre eux font intervenir des mesures de protection des ressources en eau et couvrent habituellement des aspects relatifs à la maîtrise de l'utilisation des terres. Certaines mesures de protection des ressources en eau sont de nature technique, telles que les procédés de traitement des effluents et les pratiques de gestion des eaux de ruissellement, qui peuvent être utilisées comme mesures de maîtrise des risques.

4.5 Gestion des approvisionnements communautaires et domestiques

Dans le monde entier, les approvisionnements d'eau de boisson à gestion communautaire sont plus fréquemment contaminés que les approvisionnements en eau de boisson desservant une population plus importante, ont davantage tendance à fonctionner de manière discontinue (ou de manière intermittente) et subissent plus souvent des pannes ou des défaillances.

Pour s'assurer de la sécurité sanitaire de l'eau, les approvisionnements de faible ampleur doivent concentrer leurs efforts sur :

- l'information du public ;
- l'évaluation de l'approvisionnement en eau dans le but de juger sa capacité à remplir les objectifs sanitaires identifiés (voir section 4.1) ;
- le suivi des mesures de maîtrise des risques définies et la formation des exploitants en vue de s'assurer de la possibilité de maîtriser l'ensemble des dangers potentiels et de les maintenir à un niveau tolérable (voir section 4.2) ;
- la surveillance opérationnelle du réseau d'eau de boisson (voir section 4.2) ;
- la mise en œuvre systématique de procédures de gestion de la qualité de l'eau (voir section 4.4), y compris la documentation et la communication (voir section 4.6) ;
- la mise en place de protocoles de riposte appropriés en cas d'incident (qui couvrent habituellement les mesures prises au niveau de l'approvisionnement concerné, ces mesures étant appuyées par la formation des exploitants, et les dispositions imposées par les autorités locales ou nationales) (voir sections 4.4.2 et 4.4.3) ;
- la mise au point de programmes visant à perfectionner et à améliorer l'approvisionnement en eau existant (habituellement définis à un niveau national ou régional plutôt qu'à celui des approvisionnements pris séparément) (voir section 4.1.8).

Dans le cas des sources ponctuelles desservant des communautés ou des ménages, l'accent doit être mis sur le choix de l'eau de source présentant la meilleure qualité possible et sur la préservation de cette qualité par la mise en place de barrières multiples (généralement dans le cadre de la protection de la source) et de programmes d'entretien. Quelle que soit la source d'eau (eau souterraine, eau de surface ou réservoirs de collecte de l'eau de pluie), les communautés et les ménages doivent s'assurer par eux-mêmes que l'eau est saine à boire. En général, les eaux de surface ou issues d'une faible profondeur sous l'influence directe des eaux de surface (qui incluent les eaux de faible profondeur empruntant des voies d'écoulement préférentielles) doivent être traitées.

Les paramètres recommandés pour une surveillance minimale des approvisionnements communautaires sont ceux qui permettent de déterminer au mieux l'état en termes d'hygiène de l'eau et ainsi le risque de maladie véhiculée par l'eau. Les paramètres essentiels pour évaluer la qualité de l'eau sont les *E. coli* – les coliformes thermorésistants (fécaux) étant acceptés comme paramètres de remplacement – et le chlore résiduel (au cas où l'on pratique une chloration). Ces mesures peuvent être complétées, si nécessaire, par l'ajustement du pH (en cas de chloration) et par la mesure de la turbidité.

Ces paramètres peuvent être mesurés sur site au moyen d'appareils d'analyse relativement simples, et des systèmes plus performants et relativement bon marché sont continuellement mis au point. Le fait de réaliser les analyses sur site est essentiel à la détermination de la turbidité et du chlore résiduel, qui évoluent rapidement au cours du transport et du stockage, et importe également pour d'autres paramètres ne pouvant être mesurés dans un laboratoire ou pour lesquels des problèmes de transport rendraient impraticables les méthodes de prélèvement et d'analyse classiques.

Il convient aussi de mesurer les autres paramètres en rapport avec la santé importants au niveau local. L'approche générale à appliquer dans la lutte contre la contamination chimique est exposée dans ses grandes lignes au Chapitre 8.

4.6 Documentation et communication

Les documents étayant le PGSSE doivent comprendre :

- la description et l'évaluation du réseau d'eau de boisson (voir section 4.1), y compris les programmes de modernisation et d'amélioration de la fourniture d'eau existante (voir section 4.1.8) ;
- le plan de surveillance opérationnelle et de vérification du réseau d'eau de boisson (voir sections 4.2 et 4.3) ;
- les procédures de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau en fonctionnement normal, en cas d'incident (spécifique et imprévu) et en situation de crise (voir sections 4.4.1, 4.4.2 et 4.4.3), y compris les plans de communication ;
- la description des programmes d'appui (voir section 4.4.5).

Il est essentiel d'archiver des données pour évaluer l'adéquation du PGSSE et pour prouver la conformité du réseau d'eau de boisson à ce plan. On conserve généralement plusieurs types d'informations :

- les éléments permettant d'étayer la mise au point du PGSSE, y compris la validation de ce plan ;
- les enregistrements et les résultats de la surveillance opérationnelle et de la vérification ;
- les résultats des enquêtes déclenchées par des incidents ;
- la documentation des méthodes et des procédures utilisées ;
- la consignation des programmes de formation suivis par les employés.

Le suivi des données archivées au titre de la surveillance opérationnelle et de la vérification permet à un exploitant ou à un gestionnaire de détecter si un procédé se rapproche de ses limites de fonctionnement ou de ses limites critiques. L'analyse de ces données peut jouer un rôle important dans l'identification des tendances et dans la réalisation des ajustements opérationnels. Il est recommandé d'examiner périodiquement les données archivées au titre du PGSSE de manière à relever les tendances et à pouvoir arrêter et mettre en œuvre des mesures appropriées. Ces données archivées sont également essentielles lorsque la surveillance est mise en place dans la perspective d'un audit.

Les stratégies de communication doivent comprendre :

- des procédures d'avertissement rapide en cas d'incident notable au sein du réseau de distribution d'eau de boisson, couvrant notamment la notification à l'autorité de santé publique ;
- des informations sommaires à mettre à la disposition des consommateurs, par exemple par l'intermédiaire de rapports annuels ou d'Internet ;
- des mécanismes à mettre en place pour recevoir et traiter activement et en temps utile les griefs de la communauté.

Le droit des consommateurs à disposer d'informations relatives à la sécurité sanitaire de l'eau qui leur est distribuée à usage domestique est fondamental. Dans de nombreuses communautés cependant, le droit d'accès à l'information ne suffit pas à lui seul à garantir que les membres de cette communauté sont conscients de la qualité de l'eau qui leur est fournie. La probabilité de consommer une eau insalubre y est en outre relativement élevée. Les organismes responsables de la surveillance doivent donc développer des stratégies pour diffuser et expliquer l'importance des informations d'ordre sanitaire. La section 5.5 fournit d'autres indications concernant la communication.

4.7 Examen planifié

4.7.1 Examen périodique

Les PGSSE ne doivent pas être considérés comme des documents statiques. Ils doivent être examinés régulièrement et révisés pour vérifier qu'ils sont efficaces et actualisés en fonction des modifications dans les réseaux d'eau ou de nouveaux développements. Ces examens doivent prendre en compte :

- des données collectées dans le cadre des processus de surveillance ;
- des changements dans les sources d'eau et les captages ;
- des changements dans le traitement, les besoins et la distribution ;
- la mise en œuvre de programmes d'amélioration et d'actualisation ;
- les procédures révisées ;
- les dangers et risques émergents.

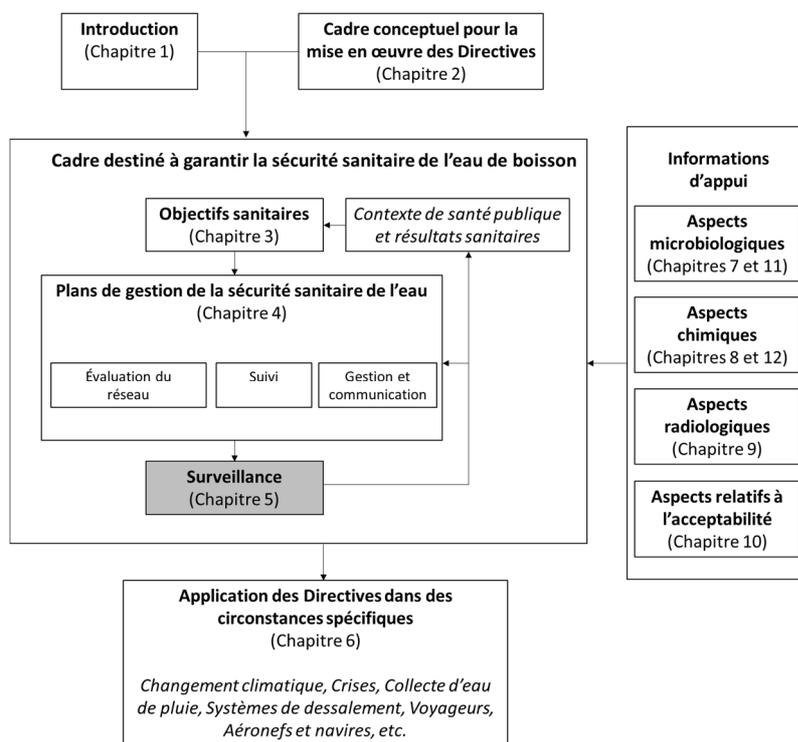
4.7.2 Examen post-incident

Les PGSSE devraient également être révisés après des incidents et des situations de crise pour garantir, dans la mesure du possible, que ces incidents ne se reproduiront pas et, lorsque ce n'est pas possible (par exemple, inondations), d'en réduire les impacts. Les examens post-incidents permettent d'identifier les domaines à améliorer et le besoin de révision des PGSSE.

5. Surveillance

La surveillance de l’approvisionnement en eau de boisson est « le processus continu et vigilant d’évaluation et d’examen sous l’angle de la sécurité sanitaire et de l’acceptabilité de l’eau de boisson » (OMS, 1976). Cette surveillance contribue à la protection de la santé publique à travers la promotion de l’amélioration des approvisionnements en eau, en termes de qualité, de quantité, d’accessibilité physique, de couverture, d’accessibilité économique et de continuité (paramètres connus sous le nom d’indicateurs de service) et complète le contrôle de la

qualité exercé par le fournisseur d’eau de boisson. La surveillance de l’approvisionnement en eau de boisson ne décharge pas le fournisseur de la responsabilité qui lui incombe de garantir une qualité acceptable de l’approvisionnement et sa conformité avec des objectifs sanitaires prédéterminés.



Tous les membres de la population reçoivent l’eau de boisson par un moyen ou un autre : réseau canalisé, bénéficiant ou non d’un traitement, avec ou sans dispositif de pompage (approvisionnement par un raccordement domestique ou par une borne-fontaine) ; livraison par camion-citerne ou transport par bête de somme ; ou encore extraction à partir de sources souterraines (sources ou puits) ou de sources de surface (lacs, rivières et cours d’eau). Il importe pour l’organisme de surveillance de se faire une idée de la fréquence d’utilisation des différents types d’approvisionnement, notamment en tant qu’étape préliminaire dans la planification d’un programme de surveillance. Il y a peu d’intérêt à surveiller uniquement les réseaux d’eau canalisés s’ils ne sont accessibles qu’à une faible proportion de la population ou s’ils ne représentent qu’une minorité des approvisionnements.

Le fait de disposer d’informations n’entraîne pas en lui-même des améliorations. Ce sont plutôt la gestion et l’utilisation efficaces des données générées par la surveillance qui permettent une amélioration rationnelle des approvisionnements en eau – le terme « rationnelle » signifiant que les ressources disponibles sont employées de manière à bénéficier au maximum à la santé publique.

La surveillance est un élément important dans le développement de stratégies visant à améliorer graduellement la qualité des services d’approvisionnement en eau de boisson. Il est essentiel de développer des stratégies pour mettre en œuvre la surveillance, la confrontation, l’analyse et la récapitulation des données, ainsi que pour notifier et diffuser les résultats, et que les stratégies soient accompagnées de recommandations portant sur des mesures correctives. Un suivi sera nécessaire pour s’assurer que ces mesures correctives sont appliquées.

La portée de la surveillance va au-delà des approvisionnements en eau de boisson exploités par un fournisseur d’eau de boisson particulier, pour s’étendre aux approvisionnements gérés par des communautés et à la garantie d’une bonne hygiène dans la collecte et le stockage de l’eau domestique.

L'organisme de surveillance doit avoir ou a accès aux services d'experts dans le domaine juridique, comme dans celui de l'eau de boisson et de la qualité de l'eau. La surveillance de l'approvisionnement en eau de boisson permet aussi de s'assurer que toute transgression intervenant dans le cadre de l'approvisionnement est correctement étudiée et résolue. Dans nombre de cas, il sera plus approprié d'utiliser la surveillance comme mécanisme de collaboration entre les organismes de santé publique et les fournisseurs d'eau de boisson que de faire appel à la contrainte, notamment lorsque le problème concerne principalement des approvisionnements en eau de boisson gérés par des communautés.

Les autorités responsables de la surveillance de l'approvisionnement en eau de boisson peuvent être le ministère de la santé publique ou un autre organisme (voir section 1.2.1) et leur rôle couvre quatre domaines d'activité :

1. la surveillance sous l'angle de la santé publique des approvisionnements en eau de boisson organisés ;
2. la surveillance sous l'angle de la santé publique et l'information des populations n'ayant pas accès à des approvisionnements en eau de boisson organisés, notamment des communautés et des ménages ;
3. la consolidation des informations provenant de diverses sources en vue de comprendre la situation globale en termes d'approvisionnement en eau de boisson pour un pays ou une région dans son ensemble, en tant que point de départ pour la mise au point de politiques et de pratiques cohérentes axées sur la santé publique ;
4. la participation dans l'investigation, la notification et le recensement des flambées de maladies véhiculées par l'eau.

Un programme de surveillance de l'approvisionnement en eau de boisson doit normalement prévoir des procédures d'autorisation des plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau (PGSSE). Le processus d'autorisation comprend normalement une analyse de l'évaluation du réseau, ainsi que des mesures de maîtrise des risques, des programmes d'appui et des plans de surveillance opérationnelle et de gestion déterminés comme appropriés. Il convient de s'assurer que le PGSSE couvre les conditions normales de fonctionnement et les incidents prévisibles (déviation) et comporte des plans d'urgence en cas de crise ou d'événement imprévu.

L'organisme de surveillance peut aussi appuyer ou entreprendre la mise au point de PGSSE s'appliquant à des approvisionnements en eau de boisson gérés par des communautés et au traitement et au stockage domestique de l'eau. De tels plans peuvent être conçus pour être applicables de manière générique à des technologies de distribution données plutôt qu'à un réseau particulier.

5.1 Types d'approches

S'agissant de la surveillance de la qualité de l'eau de boisson, il existe deux types d'approches : celles reposant sur des audits et celles s'appuyant sur des évaluations directes. La mise en œuvre de la surveillance fait généralement appel à une combinaison de ces approches, qui est fonction du type d'approvisionnement. Elle peut faire intervenir des programmes échelonnés permettant de traiter progressivement les réseaux. Il est souvent impossible d'exercer une surveillance poussée de l'ensemble des approvisionnements communautaires et domestiques. Il convient alors de procéder à des enquêtes suffisamment bien conçues pour avoir une bonne compréhension de la situation au niveau national ou régional.

5.1.1 Audit

Dans le cadre de l'approche de la surveillance reposant sur des audits, les opérations d'évaluation, y compris les analyses de contrôle, sont pour une grande part effectuées par le fournisseur, une tierce partie se chargeant du rôle d'audit pour vérifier la conformité avec les règles. Il est de plus en plus courant que les services analytiques soient assurés par des laboratoires externes accrédités. Certaines autorités expérimentent aussi l'externalisation de services tels que l'inspection sanitaire, l'échantillonnage et l'analyse d'audit.

Une telle approche implique l'existence d'une source stable de compétences et de moyens au sein de l'organisme de surveillance capable :

- d'examiner et d'approuver les nouveaux PGSSE ;
- d'entreprendre ou de surveiller l'audit de l'application des différents PGSSE, en tant qu'activité régulière programmée ;
- d'apporter des réponses et des conseils et de réaliser des enquêtes à la réception de rapports portant sur des incidents importants.

Il faut procéder à un audit systématique de la mise en œuvre des PGSSE :

- à intervalles donnés (la fréquence des audits systématiques dépendant de facteurs tels que l'ampleur de la population desservie, la nature et la qualité de l'eau de source et les installations de traitement) ;
- à la suite de changements conséquents affectant la source, le réseau de distribution ou de stockage, ou encore les procédés de traitement ;
- après des incidents importants.

L'audit systématique comprendra normalement les volets suivants :

- examen des informations archivées pour s'assurer de la conformité de la gestion du réseau avec les consignes du PGSSE ;
- vérification du maintien des paramètres de surveillance opérationnelle à l'intérieur des limites opérationnelles et de la conformité avec les consignes ;
- contrôle de la mise en œuvre effective des programmes de vérification par le fournisseur d'eau (par des experts internes ou par l'intermédiaire d'un accord avec une tierce partie) ;
- évaluation des programmes d'appui et des stratégies de perfectionnement et de mise à jour du PGSSE ;
- éventuellement, inspection sanitaire susceptible de porter sur l'ensemble du réseau d'eau de boisson, y compris les sources, les infrastructures de transport, les installations de traitement, les réservoirs de stockage et les réseaux de distribution.

En cas de notification d'un incident important, il faut s'assurer que les mesures suivantes sont prises :

- investigation rapide et convenable de l'événement ;
- détermination de ses causes et prise de mesures correctives ;
- documentation et notification aux autorités concernées de l'incident et des mesures correctives ;
- réévaluation du PGSSE pour éviter qu'une situation similaire se reproduise.

L'application d'une approche reposant sur des audits impose au fournisseur d'eau la responsabilité de fournir à l'organisme de surveillance des informations sur les performances du réseau par rapport à des indicateurs convenus. En outre, il convient de mettre en place un programme de visites annoncées ou inopinées par des inspecteurs chez les fournisseurs d'eau de boisson, visant à s'assurer de la fiabilité des données soumises. Cette démarche n'implique pas nécessairement que les fournisseurs d'eau soient susceptibles de falsifier les informations archivées, mais elle fournit un moyen utile pour rassurer les consommateurs, à travers l'existence d'un véritable audit indépendant des activités du fournisseur d'eau. L'organisme de surveillance s'assurera normalement que l'autorité sanitaire pratique certaines analyses de la qualité de l'eau de boisson pour contrôler les performances de ce dispositif ou qu'elle passe un accord avec une tierce partie pour la réalisation de ces analyses.

5.1.2 Évaluation directe

L'organisme de surveillance des approvisionnements en eau de boisson peut trouver judicieux de pratiquer des analyses indépendantes de ces approvisionnements. Une telle démarche implique souvent que cet organisme ait lui-même accès à des capacités dans le domaine analytique, disposant d'un personnel formé aux prélèvements, aux analyses et aux inspections sanitaires.

L'évaluation directe implique aussi que les organismes de surveillance aient la possibilité d'accéder aux résultats et de fournir un rapport et des conseils aux fournisseurs et aux communautés. Un programme de surveillance reposant sur l'évaluation directe devrait prévoir :

- des approches spécifiques pour les approvisionnements desservant de grandes agglomérations/petites agglomérations/communautés et pour les approvisionnements individuels des ménages ;
- des inspections sanitaires à réaliser par du personnel qualifié ;
- des prélèvements à effectuer par du personnel qualifié ;
- des analyses à réaliser par des méthodes appropriées dans des laboratoires accrédités ou par des analyseurs sur site agréés utilisés par du personnel qualifié ;
- des procédures relatives à la notification des résultats et un suivi destiné à garantir que ces procédures ont été exécutées.

Dans le cas des approvisionnements en eau de boisson gérés par des communautés, pour lesquels les possibilités de mettre en place une vérification interne ou des accords avec des tierces parties sont limitées, l'évaluation directe joue le rôle de système principal de surveillance. Ce type de disposition peut s'appliquer aux approvisionnements en eau de boisson de petites villes par des exploitants privés ou par des gouvernements locaux de faible importance. L'évaluation directe peut faire apparaître la nécessité de modifier ou d'actualiser certains aspects du PGSSE, la marche à suivre pour effectuer ces modifications devant être clairement définie.

Lorsqu'une évaluation directe est effectuée par l'organisme de surveillance, elle vient à l'appui d'autres analyses de contrôle du fournisseur d'eau. Les directives générales relatives aux analyses de contrôle, qui s'appliquent également à la surveillance par évaluation directe, figurent dans la section 4.3.

5.2 Adaptation des approches à des circonstances spécifiques

5.2.1 Zones urbaines des pays en développement

L'organisation de l'approvisionnement en eau de boisson dans les zones urbaines des pays en développement est généralement complexe. On observe souvent la coexistence d'un ou plusieurs approvisionnement(s) canalisés importants, desservant une partie des ménages et les bâtiments publics, en association avec divers autres types d'approvisionnements en eau de boisson, notamment des sources ponctuelles et des vendeurs d'eau. Dans ce type de situation, le programme de surveillance doit prendre en compte les différentes sources d'eau de boisson et les risques de détérioration de la qualité pendant la collecte, le stockage et l'utilisation. En outre, les habitants de ces zones présentent un statut socio-économique et une vulnérabilité aux maladies véhiculées par l'eau très variables.

Dans nombre de situations, il est nécessaire de procéder à un découpage de la zone urbaine en fonction de la vulnérabilité et de l'organisation de l'approvisionnement en eau de boisson. Ce système de découpage doit englober toutes les populations vivant dans la zone urbaine concernée, y compris les implantations informelles et périurbaines, indépendamment de leur statut légal, afin de diriger les ressources vers les groupes auxquels les améliorations (ou les bénéfices) les plus importantes en matière de santé publique pourront être apportées. Ce zonage fournit un mécanisme pour s'assurer que les approvisionnements en eau de boisson non canalisés sont aussi couverts par les activités de surveillance des approvisionnements en eau de boisson.

L'expérience montre que ce zonage peut être mis au point par des méthodes qualitatives et quantitatives et contribuer à l'identification des groupes vulnérables et des communautés prioritaires lorsque des améliorations de l'approvisionnement s'imposent.

5.2.2 Approvisionnements communautaires en eau de boisson

On trouve de petits approvisionnements en eau de boisson gérés par des communautés dans la plupart des pays et il s'agit parfois de la forme prédominante d'approvisionnement en eau de boisson pour des fractions importantes de la population. La notion d'« approvisionnement en eau de boisson communautaire » est définie de façon variable, mais le mode d'administration et de gestion est souvent ce qui fait des approvisionnements communautaires une catégorie à part, en particulier dans les pays en développement. Les approvisionnements gérés par des communautés peuvent désigner des réseaux canalisés simples ou une série de sources ponctuelles, telles que des forages équipés de pompes manuelles, des puits ordinaires ou des sources protégées.

Le contrôle de la qualité de l'eau et la mise en œuvre des programmes de surveillance de ces approvisionnements se heurtent souvent à des contraintes importantes, dont souvent :

- une capacité et des compétences limitées au sein de la communauté pour effectuer les contrôles opérationnels et la vérification, d'où éventuellement des besoins accrus en matière de surveillance de la situation de l'approvisionnement et en matière de personnel de surveillance capable d'apporter une formation et un appui aux membres de la communauté ;
- l'existence d'un très grand nombre d'approvisionnements fortement dispersés, à l'origine d'un accroissement notable des coûts généraux des activités de surveillance.

En outre, ce sont souvent de petits approvisionnements collectifs qui présentent les plus grands problèmes de qualité de l'eau.

L'expérience provenant des pays développés, comme des nations en développement, montre que la surveillance des approvisionnements en eau de boisson gérés par des communautés peut être efficace lorsqu'elle est bien conçue et lorsque ses objectifs s'orientent davantage vers un rôle d'appui, visant à améliorer la gestion communautaire, que vers la mise en œuvre de la contrainte pour imposer la conformité aux règles de l'approvisionnement.

La surveillance des approvisionnements en eau de boisson communautaires exige un programme systématique d'enquêtes, couvrant tous les aspects de l'approvisionnement en eau de boisson de la population dans son ensemble, y compris les inspections sanitaires (notamment des inspections des captages) et des aspects administratifs et communautaires. Cette surveillance portera sur la variabilité de la qualité de l'eau de source, sur l'efficacité des procédés de traitement et sur la qualité de l'eau distribuée ou traitée et conservée à domicile.

L'expérience montre aussi que le rôle de la surveillance peut inclure des activités d'éducation sanitaire et de promotion de la santé, destinées à améliorer les comportements sur le plan de la santé et la gestion de l'approvisionnement en eau de boisson et de l'assainissement. Les activités faisant intervenir la participation de la communauté peuvent comprendre la réalisation par celle-ci des inspections sanitaires et, en cas de besoin, des analyses de la qualité de l'eau de boisson par des moyens communautaires : kits de test sur site peu onéreux et autres moyens analytiques accessibles économiquement.

Dans l'évaluation des stratégies générales, l'objectif principal doit être de tirer des leçons globales pour améliorer la sécurité sanitaire de l'eau applicables à la totalité des approvisionnements communautaires, plutôt que de se fier aux performances des différents approvisionnements.

Il est parfois impossible de visiter fréquemment chacun des approvisionnements en raison de leur grand nombre et de la faiblesse des moyens pour réaliser ces visites. Néanmoins, la surveillance d'un grand nombre d'approvisionnements communautaires peut s'effectuer à travers un programme de visites

échelonnées. En général, l'objectif sera de visiter chaque approvisionnement sur une base périodique (une fois tous les 3 à 5 ans au minimum), en procédant à un échantillonnage aléatoire stratifié ou à un échantillonnage par grappes pour sélectionner les approvisionnements à visiter. Chaque visite comprendra normalement une inspection sanitaire et une analyse de la qualité de l'eau, destinées à obtenir une évaluation rapide de la contamination éventuelle et de ses causes.

A l'occasion de chaque visite, il est possible de pratiquer une analyse de l'eau conservée dans les habitations d'un échantillon de ménages. L'objectif de ces analyses est de déterminer si la contamination intervient principalement à la source ou dans les habitations. Elles permettront d'évaluer la nécessité d'investir pour améliorer l'approvisionnement ou la formation aux bonnes pratiques d'hygiène concernant le traitement et le stockage sans risque de l'eau à domicile. Les analyses effectuées à domicile peuvent aussi servir à évaluer l'impact d'un programme d'éducation à l'hygiène spécifique.

5.2.3 Systèmes de traitement et de stockage à domicile

La manipulation de l'eau stockée dans les habitations par les ménages la rend vulnérable à la contamination et les prélèvements d'eau stockée à domicile offrent un intérêt dans le cadre d'une surveillance indépendante. Ces prélèvements sont souvent pratiqués au titre d'« enquête », pour se faire une idée de l'ampleur et de la nature des problèmes existants. Il est donc recommandé que les approvisionnements en eau de boisson utilisant le traitement et le stockage à domicile dans des récipients soient soumis à une surveillance gérée par les autorités sanitaires publiques.

La surveillance des interventions effectuées à domicile sera axée principalement sur l'évaluation de l'acceptation et de l'impact de ces interventions par le biais d'enquêtes par sondage, destinées à évaluer et à étayer le développement et le perfectionnement d'une stratégie globale. Un examen systématique d'une utilisation et d'une gestion continues, correctes et effectives est recommandé afin que les responsables puissent identifier les défaillances et y remédier.

5.3 Adéquation de l'approvisionnement

L'organisme de surveillance des approvisionnements en eau de boisson s'intéressant à la santé de la population au sens large, cet intérêt va au-delà de la qualité de l'eau pour couvrir tous les aspects de l'adéquation entre ces approvisionnements et les exigences de protection de la santé publique.

Lorsqu'on évalue cette adéquation, il convient normalement de prendre en compte les paramètres de service fondamentaux suivants, qui caractérisent l'approvisionnement en eau de boisson :

- *Qualité* : l'approvisionnement est-il régulièrement vérifié quant à la qualité de l'eau et dispose-t-il d'un PGSSE approuvé (voir Chapitre 4), validé et périodiquement soumis à un audit, visant à vérifier sa conformité avec les réglementations applicables (voir Chapitres 3 et 4) ;
- *Quantité (niveau de service)* : proportion de la population ayant accès à de l'eau provenant de différents niveaux d'approvisionnement (absence d'accès, accès de base, accès intermédiaire ou optimal, par exemple) en tant qu'estimation des impacts sanitaires liés à la quantité d'eau utilisée ;
- *Accessibilité* : pourcentage de la population disposant d'un accès raisonnable à un approvisionnement en eau de boisson amélioré ;
- *Accessibilité économique* : tarif payé par les consommateurs domestiques ;
- *Continuité* ; pourcentage du temps pendant lequel l'eau de boisson est disponible (par jour, par semaine et par saison).

5.3.1 Quantité (niveau de service)

La quantité d'eau collectée et utilisée par les ménages a une influence importante sur la santé. L'homme a des besoins en eau physiologiques de base, nécessaires au maintien de son hydratation, auxquels s'ajoutent les quantités requises par la préparation de ses repas. L'hygiène, indispensable à un bon état de santé, impose des besoins supplémentaires.

Les estimations du volume d'eau nécessaire à des fins sanitaires sont très variables. Dans le cadre de la détermination des valeurs guides de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), on suppose que la consommation journalière d'eau de boisson par habitant est de 2 litres pour un adulte, bien que la consommation réelle dépende du climat, du niveau d'activité et du régime alimentaire. D'après les données actuellement disponibles, un volume d'eau minimal de 7,5 litres par personne et par jour devrait apporter les quantités nécessaires à l'hydratation et à l'incorporation aux aliments pour la plupart des individus et des conditions. De plus, une eau de qualité domestique convenable est indispensable à la préparation des repas, au lavage du linge, ainsi qu'à l'hygiène personnelle et domestique, qui sont également importants pour la santé. L'eau peut également jouer un rôle majeur dans la génération des revenus et dans les usages de confort.

Les quantités d'eau collectées et utilisées par les ménages sont conditionnées principalement par l'éloignement de l'approvisionnement en eau ou par le temps total nécessaire à la collecte. Ces paramètres sont d'une manière générale en correspondance avec le niveau de service. Comme l'indique le Tableau 5.1, quatre niveaux de service peuvent être définis.

Tableau 5.1 Niveau de service et quantité d'eau collectée

Niveau de service	Distance/temps	Volumes d'eau susceptibles d'être collectés	Risque pour la santé publique résultant d'une mauvaise hygiène	Priorité des interventions et actions
Aucun accès	Plus de 1 km/déplacement aller-retour de plus de 30 min	Très faibles : 5 litres par personne et par jour	Très élevé Remise en cause des pratiques d'hygiène et de la consommation de base	Très élevée Fourniture d'un niveau de service de base Éducation à l'hygiène Traitement de l'eau et stockage sans risque à domicile comme mesure provisoire
Accès de base	Dans un rayon de 1 km/durée du déplacement aller-retour ne dépassant pas 30 min	Approximativement 20 litres par personne et par jour en moyenne	Élevé Remise en cause de l'hygiène Le lavage du linge peut devoir s'effectuer à distance	Élevée Fourniture d'un meilleur niveau de service Éducation à l'hygiène Traitement de l'eau et stockage sans risque à domicile comme mesure provisoire
Accès intermédiaire	Fourniture de l'eau sur place par l'intermédiaire d'un robinet au moins (niveau de service correspondant à un robinet à l'extérieur de l'habitation)	Approximativement 50 litres par personne et par jour environ en moyenne	Faible L'hygiène ne devrait pas être compromise Le lavage du linge peut probablement s'effectuer sur place	Faible La promotion de l'hygiène continue d'apporter des progrès en matière de santé Encouragement de la progression vers un accès optimal

Accès optimal	Approvisionnement par l'intermédiaire de plusieurs robinets à l'intérieur de l'habitation	100 à 200 litres par personne et par jour en moyenne	Très faible L'hygiène ne devrait pas être compromise Le lavage du linge s'effectuera sur place	Très faible La promotion de l'hygiène continue d'apporter des progrès en matière de santé
---------------	---	--	---	---

Source : *Domestic water quantity, service level and health* (document d'appui dans l'Annexe 1)

Le niveau de service est un indicateur utile et facile à déterminer, qui permet une évaluation indirecte valable de la quantité d'eau collectée par les ménages. C'est l'indicateur le plus approprié à la surveillance. Les éléments disponibles indiquent que l'on obtient des gains en termes de santé en amenant le niveau de service jusqu'à deux stades clés : la fourniture d'eau dans un rayon de 1 km ou un temps total nécessaire à la collecte ne dépassant pas 30 minutes ; et l'existence d'un robinet d'eau à l'extérieur des habitations. Dans la mesure où elle accroît la disponibilité en eau pour diverses pratiques hygiéniques, la fourniture d'eau par l'intermédiaire de plusieurs robinets est susceptible d'entraîner des gains supplémentaires en matière de santé. Le volume d'eau collecté peut aussi dépendre de la fiabilité et du coût de l'eau. Par conséquent, il est important de recueillir des données sur ces indicateurs.

5.3.2 Accessibilité

D'un point de vue de santé publique, la proportion de la population disposant d'un accès fiable à une eau de boisson saine est le principal indicateur du succès global d'un programme d'approvisionnement en eau de boisson.

Il existe un certain nombre de définitions de l'accès à l'eau (ou couverture), intégrant un certain nombre de conditions portant sur la sécurité sanitaire ou l'adéquation. Un accès à une eau de boisson salubre inscrit dans les objectifs du Millénaire est actuellement mesuré dans le programme conjoint de l'OMS/Fonds des Nations Unies pour l'enfance (UNICEF) pour l'approvisionnement en eau et l'assainissement par un indicateur qui évalue l'utilisation de sources améliorées d'eau de boisson par les foyers. Une source améliorée d'eau de boisson est une source dont la construction et la conception confèrent une protection appropriée contre les contaminations externes, notamment des matières fécales. Cette démarche repose sur l'hypothèse que des sources améliorées assureront plus vraisemblablement un approvisionnement en eau de boisson sans risque sanitaire qu'une eau collectée à partir de sources non améliorées. Des sources d'eau, améliorées ou non, sont indiquées dans le récapitulatif ci-dessous :

- *Sources améliorées d'eau de boisson*
 - réseau d'eau canalisé au domicile, dans la cour ou dans la parcelle
 - robinet d'eau ou borne-fontaine public
 - puits tubulaire ou forage
 - puits ordinaire protégé
 - source protégée
 - collecte d'eau de pluie.
- *Sources non améliorées d'eau de boisson :*
 - puits ordinaire non protégé
 - source non protégée
 - eau fournie par un vendeur d'eau à partir d'une petite citerne ou tonneau transporté sur une charrette
 - eau fournie par un camion-citerne
 - eau de surface (cours d'eau, retenue de barrage, lac, étang, ruisseau, canal, réseau d'irrigation)

- eau en bouteille.¹

Une fonction importante de l'organisme de surveillance de l'eau de boisson consiste à déterminer la proportion de la population disposant d'un accès à l'eau de boisson et cette tâche peut être facilitée en établissant une définition commune d'un « accès raisonnable », adaptée au contexte local, fixant une qualité minimale d'eau disponible par personne et par jour ainsi qu'une distance/un temps maximal admissible jusqu'à la source (par exemple, 20 litres et dans un rayon de 1 km/déplacement de moins de 30 minutes, respectivement, pour un accès de base).

5.3.3 Accessibilité économique

L'accessibilité économique de l'eau a une influence importante sur son utilisation et sur le choix des sources d'eau. Les ménages disposant du plus faible niveau d'accès à un approvisionnement en eau saine payent souvent l'eau qu'ils reçoivent plus cher que ceux reliés à un réseau d'eau canalisé. Le coût élevé de l'eau peut forcer ces ménages à recourir à d'autres sources de moindre qualité, présentant un plus grand risque pour la santé. En outre, ce coût élevé de l'eau peut conduire à une baisse des volumes d'eau utilisés par les ménages qui, à son tour, peut influencer sur les pratiques en matière d'hygiène et accroître le risque de transmission des maladies.

L'une des étapes importantes dans l'évaluation de l'accessibilité économique est la collecte de données sur le prix au point d'achat. Lorsque les ménages sont reliés à un fournisseur d'eau de boisson, ce prix correspondra au tarif appliqué. Lorsque les consommateurs se procurent l'eau à partir de bornes-fontaines ou auprès de voisins, le prix au point d'achat peut différer du tarif du fournisseur d'eau. Nombre de sources d'eau de remplacement (notamment les vendeurs d'eau) présentent aussi des coûts, qui doivent être pris en compte dans les évaluations de l'accessibilité économique. Dans le cadre de cette évaluation, il convient de considérer, en plus des coûts récurrents, le coût initial de raccordement au réseau.

5.3.4 Continuité

Les interruptions de l'approvisionnement en eau de boisson, qu'elles soient dues à la production intermittente des sources ou à des problèmes de conception ou de construction du réseau, sont des déterminants majeurs de l'accès à l'eau de boisson et de la qualité de cette eau. L'analyse de la continuité des approvisionnements doit prendre en compte plusieurs éléments. La continuité peut être classée dans les catégories suivantes :

- service assuré toute l'année à partir d'une source fiable, sans interruption du flux au niveau du robinet ou de la source ;
- service assuré toute l'année, mais soumis à des interruptions fréquentes (journalières ou hebdomadaires), dont les causes les plus courantes sont :
 - baisses de régime de pompage dans les réseaux équipés de pompes, qu'elles soient planifiées ou encore dues à des pannes de l'alimentation ou à des défaillances sporadiques ;
 - demande de pointe excédant la capacité d'écoulement des canalisations de transport ou la capacité du réservoir ;
 - fuites excessives au sein du réseau de distribution ;
 - demandes excessives imposées aux sources ponctuelles gérées par les communautés.
- variabilité du service en fonction des saisons, en raison de fluctuations de la production de la source, résultant généralement de trois causes :
 - la variation naturelle du volume de la source au cours de l'année ;

¹ L'eau en bouteille est considérée comme améliorée uniquement quand le foyer utilise de l'eau de boisson provenant d'une source améliorée pour cuisiner et pour l'hygiène personnelle.

- la limitation du volume prélevé du fait de la concurrence avec d'autres usages tels que l'irrigation ;
- des périodes de forte turbidité pendant lesquelles l'eau de source peut être impossible à traiter ;
- discontinuités à la fois fréquentes et saisonnières.

Cette classification fait apparaître des catégories générales de continuité, susceptibles d'influer sur l'hygiène de diverses façons. Toute interruption du service peut entraîner une dégradation de la qualité de l'eau, un risque accru d'exposition à l'eau contaminée et donc un risque accru de contracter une maladie véhiculée par l'eau. Les discontinuités quotidiennes ou hebdomadaires entraînent une faible pression d'approvisionnement et un risque accru de recontamination à l'intérieur des canalisations. Elles peuvent aussi conduire à une baisse de la disponibilité et des volumes utilisés, susceptible d'avoir des conséquences sur l'hygiène. Un stockage au domicile des ménages peut être nécessaire, d'où une augmentation du risque de contamination pendant le stockage et les manipulations associées. Les discontinuités saisonnières forcent souvent les usagers à se procurer de l'eau auprès de sources de moindre qualité et situées à plus grande distance. Outre la baisse évidente de la qualité et des quantités qui peuvent être obtenues, la collecte de l'eau occasionne une perte de temps.

5.4 Planification et mise en œuvre

Pour que la surveillance d'un approvisionnement en eau de boisson conduise à des améliorations de cet approvisionnement, il est essentiel de reconnaître et de mettre en œuvre les mécanismes favorisant ces améliorations.

Les efforts visant à améliorer les approvisionnements en eau de boisson (qu'il s'agisse d'établir des priorités au niveau régional ou national, de mettre au point des programmes d'éducation à l'hygiène ou de faire appliquer les règles) se focaliseront sur des objectifs variables selon la nature des approvisionnements en eau de boisson et les types de problèmes identifiés. Une liste des mécanismes permettant d'améliorer les approvisionnements en eau de boisson à partir des résultats de la surveillance est fournie ci-après :

- *Établissement de priorités nationales* : Après identification des problèmes et des défauts les plus courants dans les réseaux d'eau de boisson, il sera possible de formuler des stratégies nationales prévoyant des mesures visant à améliorer et corriger la situation : introduction de modifications dans les formations (des cadres dirigeants, des responsables administratifs, des ingénieurs ou du personnel de terrain), programmes échelonnés de réhabilitation ou d'amélioration, ou encore réorientation des stratégies de financement vers des besoins spécifiques.
- *Établissement de priorités infranationales/régionales* : Les bureaux régionaux des agences d'approvisionnement en eau sont en mesure de déterminer quelles communautés doivent bénéficier de leur action et des mesures correctives à prendre en priorité. Les critères de santé publique doivent être pris en considération une fois ces priorités fixées.
- *Mise en place de programmes d'éducation à l'hygiène* : Tous les problèmes révélés par la surveillance ne sont pas de nature technique et ne sont pas tous résolus par les fournisseurs d'eau de boisson. La surveillance s'intéresse également à des problèmes relatifs à des approvisionnements desservant des communautés ou des ménages, à la collecte et au transport de l'eau, ainsi qu'au traitement et au stockage à domicile. La résolution de nombre de ces problèmes passera probablement par la mise en œuvre d'activités d'éducation et de promotion.
- *Audit et mise à niveau des PGSSE* : Les données tirées de la surveillance sont utilisables pour réaliser un audit des PGSSE et pour évaluer dans quelle mesure ils sont conformes aux règles. Il convient de procéder à une mise à niveau des réseaux d'eau de boisson et des PGSSE correspondants lorsqu'on relève des carences, à condition que cette opération soit faisable et que cette mise à niveau soit associée à des stratégies d'amélioration graduelle.
- *Exploitation et entretien par la communauté* : Une autorité désignée doit apporter un soutien permettant aux membres de la communauté de se former, afin d'être en mesure d'assumer la responsabilité de l'exploitation et de l'entretien de l'approvisionnement en eau de boisson communautaire.

- *Mise en place de canaux de sensibilisation et d'information du public* : La publication d'informations relatives aux aspects sanitaires des approvisionnements en eau de boisson, à la qualité de l'eau et aux performances des fournisseurs peut encourager ces derniers à appliquer de bonnes pratiques, mobiliser l'opinion publique et l'inciter à réagir et réduire la nécessité de faire appliquer les règles par la contrainte, option qui ne doit être appliquée qu'en dernier recours.
- *Mise en place de programmes pour le traitement de l'eau et le stockage sans risque à domicile* : Si la surveillance révèle l'absence d'accès à un service de distribution d'eau, ou uniquement un service de base, comme défini dans le Tableau 5.1, ou une distribution d'eau insalubre, il est recommandé de mettre en œuvre des programmes destinés à promouvoir le traitement de l'eau et le stockage sans risque à domicile pour améliorer la qualité de l'eau et promouvoir des pratiques hygiéniques de manipulation de l'eau au niveau domestique. De telles mesures provisoires peuvent être efficaces en vue de fournir une eau plus saine et elles peuvent être étayées par des activités de proximité d'éducation et de formation ainsi que par la mise en place de chaînes d'approvisionnement de moyens techniques appropriés pour le traitement de l'eau et son stockage sans risque à domicile. Des informations plus détaillées sont présentées dans la section 7.3.2 et le document de 1997 *Surveillance and control of community supplies* (OMS, 1997).

En l'absence de surveillance, pour faire le meilleur usage possible de ressources limitées, il est conseillé de lancer un programme de base, qui fera ensuite l'objet d'un développement planifié. Les activités entreprises aux stades initiaux doivent générer des données suffisantes pour démontrer l'intérêt de la surveillance. Par la suite, l'objectif devra être de progresser vers une surveillance plus poussée, dans la mesure où les ressources et la situation le permettent.

Les activités normalement entreprises aux stades de développement de la surveillance d'un approvisionnement en eau de boisson initial, intermédiaire et avancé peuvent se résumer comme suit :

- *Phase initiale* :
 - Définition des besoins pour le développement sur le plan administratif.
 - Apport d'une formation au personnel participant au programme.
 - Définition du rôle des participants (assurance de la qualité/contrôle de la qualité par le fournisseur, surveillance par l'autorité de santé publique, par exemple).
 - Mise au point de méthodologies adaptées au domaine.
 - Mise en route d'une surveillance de routine dans les domaines prioritaires (y compris les inventaires).
 - Limitation des contrôles aux paramètres essentiels et aux substances connues comme sources de problèmes.
 - Mise en place de systèmes de notification, d'archivage et de communication.
 - Promotion d'améliorations en fonction des priorités identifiées.
 - Mise en place d'un dispositif de notification auprès des fournisseurs locaux, des communautés, des médias et des autorités régionales.
 - Mise en place d'un lien avec les communautés ; identification des rôles au sein de ces communautés dans la surveillance et des moyens pour promouvoir la participation de leurs membres.
- *Phase intermédiaire* :
 - Implication dans le programme du personnel de formation.
 - Mise en place et poursuite du développement d'une surveillance systématique.
 - Élargissement de l'accès aux moyens analytiques (fréquemment par le biais de laboratoires régionaux, les laboratoires nationaux étant, dans une large mesure, responsables du contrôle de la qualité analytique et de la formation du personnel des laboratoires régionaux).
 - Réalisation d'enquêtes concernant des contaminants chimiques par diverses méthodes d'analyse.

- Évaluation de l'ensemble des méthodes utilisées (échantillonnage, analyse, etc.).
- Application de méthodes standard appropriées (méthodes d'analyse, procédures de travail sur le terrain, par exemple).
- Développement de capacités d'analyse statistique des données.
- Mise en place d'une base de données nationale.
- Identification des problèmes courants et promotion d'activités visant à régler ces problèmes aux niveaux régional et national.
- Élargissement de la procédure de notification de manière à permettre une interprétation au niveau national.
- Élaboration ou révision des objectifs sanitaires, activités s'intégrant dans un cadre destiné à assurer une eau de boisson saine.
- Recours, si nécessaire, à la contrainte légale.
- Implication régulière des communautés dans la mise en œuvre de la surveillance.
- *Phase avancée :*
 - Formation accrue ou plus poussée du personnel impliqué dans le programme.
 - Mise en place d'analyses de routine, à des fréquences définies, pour l'ensemble des paramètres relatifs à la santé et à l'acceptabilité de l'eau.
 - Recours à la totalité du réseau de laboratoires nationaux, régionaux et locaux (y compris sur le plan du contrôle de la qualité analytique).
 - Utilisation d'un réseau national pour la qualité de l'eau de boisson.
 - Amélioration des services liés à l'eau en fonction des priorités nationales et locales, éducation à l'hygiène et mise en application des normes.
 - Mise en place d'un archivage sous forme de bases de données régionales, compatible avec la base de données nationale.
 - Diffusion des données à tous les niveaux (local, régional et national).
 - Implication régulière des communautés dans la mise en œuvre de la surveillance.

5.5 Notification et communication

La notification des résultats aux parties prenantes constitue une composante essentielle d'un programme de surveillance efficace. Il importe de mettre en place des systèmes appropriés de notification à l'ensemble des entités concernées. Une notification et un retour d'information corrects serviront d'appui au développement de stratégies correctives efficaces. La capacité du programme de surveillance à identifier et à promouvoir les interventions nécessaires à l'amélioration de l'approvisionnement en eau dépend fortement des moyens dont il dispose pour analyser et présenter les informations de façon judicieuse aux différentes audiences cibles. Parmi les audiences auxquelles s'adressent les informations tirées de la surveillance, on peut généralement mentionner :

- les responsables de la santé publique aux niveaux local, régional et national ;
- les fournisseurs d'eau ;
- les administrations locales ;
- les communautés et les utilisateurs d'eau ;
- les autorités locales, régionales et nationales responsables de la planification et des investissements en faveur du développement.

5.5.1 Interaction avec la communauté et les consommateurs

Il est souhaitable que la communauté participe à la surveillance, notamment dans le cas des approvisionnements en eau de boisson communautaires ou domestiques. En tant que bénéficiaires principaux des améliorations apportées à ces approvisionnements, les membres des communautés sont en droit de prendre part à la prise de décision. La communauté représente une source de connaissances et d'expérience au niveau local à laquelle on peut faire appel. Ce sont les personnes les plus susceptibles de détecter précocement les problèmes touchant l'approvisionnement et donc à même de signaler la nécessité de prendre une mesure corrective immédiate. Les stratégies de communication doivent prévoir :

- l'apport d'informations sommaires aux consommateurs (par l'intermédiaire de rapports annuels ou de l'Internet, par exemple) ;
- la mise en place et l'implication d'associations de consommateurs aux niveaux local, régional et national.

Le droit des consommateurs à l'information concernant la sécurité sanitaire de l'eau qui leur est distribuée à usage domestique est un droit fondamental.

Cependant, dans nombre de communautés, le droit d'accéder à l'information ne suffit pas à lui seul à garantir que les membres de cette communauté sont conscients de la qualité ou de la sécurité sanitaire de l'eau qui leur est fournie. Les organismes chargés de la surveillance doivent donc mettre au point des stratégies pour diffuser les résultats obtenus et faire comprendre leur importance.

Il peut être impossible à cet organisme de fournir des informations en retour directement à l'ensemble de la communauté. Il est parfois approprié d'utiliser des organisations communautaires, lorsqu'il en existe, comme canal efficace pour transmettre ces informations aux usagers. Certaines organisations locales (par exemple les conseils locaux et des organisations intracommunautaires, telles que des groupes de femmes, des groupes religieux ou des écoles) tiennent des réunions régulières au sein des communautés, qui peuvent jouer un rôle utile et relayer des informations importantes en direction d'un grand nombre de membres de la communauté. En outre, il est souvent plus facile de lancer un processus de discussion et de prise de décision à propos de la qualité de l'eau au sein d'une communauté par le truchement d'organisations locales. Dans la collaboration avec les organisations locales, le plus important est de s'assurer que l'organisation choisie est en mesure d'accéder à l'ensemble de la communauté et de déclencher des discussions sur les résultats de la surveillance (voir sections 7.6.1 et 8.7).

5.5.2 Utilisation au niveau régional des données

Les stratégies servant à la définition des priorités régionales portent habituellement sur des objectifs à moyen terme et leurs besoins en matière de données sont spécifiques. Si la gestion des informations au niveau national vise à mettre en lumière des problèmes courants ou récurrents, l'objectif au niveau régional est d'affecter un degré de priorité à des interventions particulières. Il est donc important d'évaluer la valeur relative du risque sanitaire. Bien que cette information ne permette pas à elle seule de déterminer quels réseaux doivent bénéficier d'une attention immédiate (ce qui nécessiterait également l'analyse des facteurs économiques, sociaux, environnementaux et culturels), elle fournit un outil extrêmement utile pour fixer les priorités régionales. Il convient de se fixer comme objectif de s'assurer chaque année que des mesures correctives sont appliquées dans une proportion prédéterminée de réseaux classés à haut risque.

Au niveau régional, il est également important de suivre l'amélioration (ou la dégradation) des approvisionnements en eau de boisson individuels et des approvisionnements dans leur ensemble. Dans ce contexte, des mesures simples, telles que le résultat moyen des inspections sanitaires effectuées dans l'ensemble des réseaux, la proportion de réseaux présentant un degré donné de contamination fécale, la population bénéficiant de différents niveaux de service et le coût moyen de la consommation domestique, doivent être relevées chaque année et suivies dans leur évolution.

Comme indiqué dans le Tableau 7.10 de la section 7.4, l'objectif doit être de fournir une eau de boisson qui ne contient pas d'organismes indicateurs de contamination fécale, tels que *Escherichia coli*. Cependant, dans un grand nombre de pays développés et en développement, une proportion élevée des approvisionnements domestiques et des petits réseaux communautaires d'eau de boisson, en particulier, ne parvient pas à satisfaire les exigences en termes de sécurité sanitaire de l'eau, notamment l'absence de *E. coli*. Dans de telles circonstances, il importe de convenir d'objectifs réalistes en vue d'une amélioration graduelle de la sécurité sanitaire et de les appliquer. Le Tableau 5.2 présente un mode de classification pratique des résultats obtenus pour la qualité de l'eau sur une échelle globale de sécurité sanitaire de l'eau, associée à une hiérarchisation des interventions.

Tableau 5.2 Exemple de classement des réseaux d'eau de boisson en fonction de la taille de la population et des classes de qualité afin d'hiérarchiser les interventions (voir aussi le Tableau 7.10)

Qualité du réseau d'eau*	Proportion (en %) d'échantillons négatifs pour <i>E. coli</i>		
	Population <5000	Population de 5000 à 100 000	Population >100 000
A	90	95	99
B	80	90	95
C	70	85	90
D	60	80	85

*La qualité diminue de A à D

Ces systèmes de classification peuvent être particulièrement utiles dans le cas des approvisionnements communautaires. En effet, dans ces situations, peu d'analyses sont disponibles et se fier uniquement aux résultats analytiques n'est pas recommandé. Ces systèmes prennent généralement en compte à la fois les résultats d'analyse et ceux des inspections sanitaires, selon des matrices telles que celle présentée dans le Tableau 5.3.

Tableau 5.3 Exemple d'évaluation de la priorité des mesures correctives pour les approvisionnements communautaires en eau de boisson reposant sur une échelle de qualité microbienne et les résultats ou scores de l'inspection sanitaire^a

		Scores de risque d'après l'inspection sanitaire (sensibilité de l'approvisionnement à une contamination fécale humaine ou animale)			
		0-2	3-5	6-8	9-10
Classification en fonction de la présence d' <i>E. coli</i> *	A				
	B				
	C				
	D				

Risque faible : aucune action requise	Risque intermédiaire : action faiblement prioritaire	Risque élevé : action plus fortement prioritaire	Risque très élevé : action urgente requise
---------------------------------------	--	--	--

*Classes identiques à celles du Tableau 5.2. La qualité diminue de A à D.

^a Quand il existe une divergence entre les résultats de l'évaluation de la qualité microbienne et l'inspection sanitaire, une poursuite du suivi ou une investigation supplémentaire est nécessaire.

Source : D'après Lloyd et Bartram (1991). Voir également le document d'appui *Rapid assessment of drinking-water quality* (Annexe 1).

On peut utiliser l'analyse combinée des inspections sanitaires et des données de qualité de l'eau pour identifier les causes principales de la contamination et pour arrêter les mesures nécessaires à sa maîtrise. Cette analyse joue un rôle important comme base pour une prise de décision efficace et rationnelle. Par exemple, il importera de savoir si des installations d'assainissement situées sur le site ou hors site peuvent être associées à la contamination de l'eau de boisson, dans la mesure où les mesures correctives à prendre pour traiter la source de contamination seront très différentes. L'analyse précédente permet parfois aussi d'identifier d'autres facteurs liés à la contamination, tels que des précipitations abondantes. Les données obtenues n'étant pas paramétriques, les moyens se prêtant à leur analyse sont par exemple les méthodes du chi² ou des odd-ratios et les modèles de régression logistique.

L'analyse combinée de l'inspection sanitaire et des données relatives à la qualité de l'eau est particulièrement utile pour l'évaluation de la gestion des approvisionnements d'eau domestiques. Les données relatives à la qualité microbienne de l'eau sont souvent limitées et une attribution de scores de risque d'après l'inspection sanitaire devient alors un élément important dans l'évaluation des approvisionnements d'eau domestiques, de leur gestion et des priorités dans les mesures correctives. Un exemple de système combiné pour évaluer les risques et fixer les priorités des mesures correctives dans des approvisionnements d'eau domestiques est présenté dans le Tableau 5.4.

Tableau 5.4 Exemple d'évaluation de la priorité des mesures correctives pour les approvisionnements domestiques en eau de boisson reposant sur une échelle de qualité microbienne et les résultats ou scores de l'inspection sanitaire^a

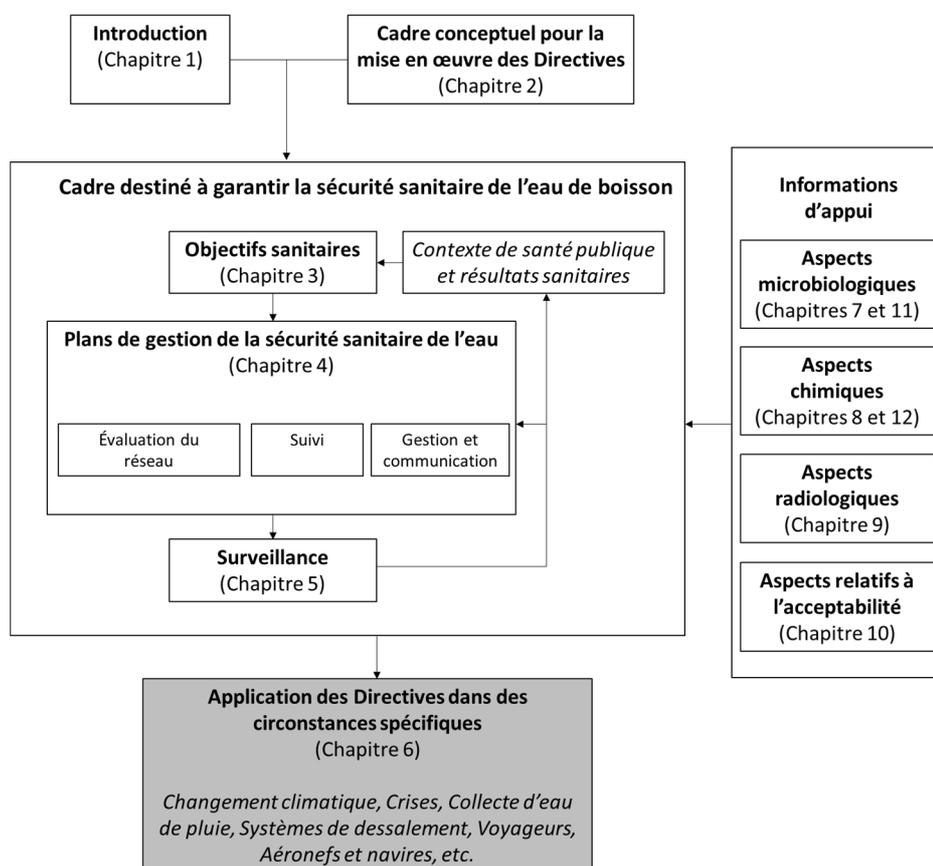
		Scores de risque d'après l'inspection sanitaire (sensibilité de l'approvisionnement à une contamination fécale humaine ou animale)			
		0-2	3-5	6-8	9-10
Classification en fonction de la présence d'E. coli (concentration décimale/100)	< 1				
	1-10				
	11-100				
	> 100				

Risque faible : aucune action requise	Risque intermédiaire : action faiblement prioritaire	Risque élevé : action plus fortement prioritaire	Risque très élevé : action urgente requise
---------------------------------------	--	--	--

^a Quand il existe une divergence entre les résultats de l'évaluation de la qualité microbienne et l'inspection sanitaire, une poursuite du suivi ou une investigation supplémentaire est nécessaire.

6. Application des Directives dans des circonstances spécifiques

Les présentes Directives proposent une approche générale destinée à garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson distribuée par des réseaux canalisés ou fournie par des approvisionnements communautaires. Le présent chapitre décrit l'application des Directives dans des circonstances fréquemment rencontrées ainsi que dans des situations spécifiques qui devraient être prises en compte au cas par cas. Les différentes sections ne sont pas conçues pour être utilisées seules et font



référence à des documents d'appui plus complexes qui proposent des orientations détaillées. Les principes intégrés dans les plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau (PGSSE) s'appliquent dans toutes les circonstances spécifiques décrites ci-après. Cependant, le PGSSE devrait être adapté à chaque type d'approvisionnement selon les circonstances ; par exemple, un suivi chimique et microbiologique systématique de l'eau de pluie peut ne pas être réalisable au niveau domestique, alors que des mesures préventives peuvent être mises en place et respectées.

Comme indiqué au Chapitre 4, les PGSSE doivent méthodiquement tenir compte des dangers potentiels ; la planification prospective est un des critères importants pour garantir le maintien des approvisionnements en eau en termes quantitatifs et qualitatifs. Le changement climatique est une des préoccupations importantes concernant l'avenir, mais il reste des incertitudes considérables quant à son impact au niveau local ou même infrarégional. Néanmoins, on s'attend à ce que tous les types d'approvisionnements soient affectés, notamment dans les circonstances spécifiques décrites ci-après.

6.1 Changement climatique, rareté de l'eau et fortes précipitations

Il y a toujours eu des sécheresses régionales ou localisées, des épisodes de fortes précipitations et des inondations, mais leur fréquence augmente et l'on doit s'attendre à des phénomènes climatiques extrêmes

plus marqués. Par rapport à ces événements, l'anticipation et la planification, pour assurer aux consommateurs un approvisionnement en eau salubre suffisant et sans interruption, font non seulement partie des responsabilités essentielles des fournisseurs d'eau, mais elles représentent un défi croissant. Les effets de ces phénomènes climatiques extrêmes sur la quantité et la qualité de l'eau seront particulièrement graves dans les régions qui connaissent une croissance démographique. Dans ces régions, les approvisionnements en eau existants sont généralement déjà en situation tendue et il existe peu, ou pas, de marge d'approvisionnement disponible en cas d'évènement climatique important ou de longue durée. Ceci est particulièrement vrai dans des régions au climat de type désertique, comme dans certaines parties de la région méditerranéenne, du Moyen-Orient, de l'Australie et du sud-ouest des États-Unis d'Amérique.

Sur une période prolongée, un changement climatique peut entraîner des phénomènes météorologiques extrêmes plus marqués, notamment des phases plus fréquentes et plus longues avec des pics de température plus élevée, des sécheresses, une plus grande fréquence de fortes précipitations et de tempêtes violentes. Les modifications du niveau de la mer résultant de la fonte des glaces peuvent affecter les eaux souterraines dans les zones côtières, augmentant leur salinité ; un pompage excessif peut également avoir les mêmes conséquences. Les changements quantitatifs s'accompagnent de changements qualitatifs : une augmentation ou une diminution du débit d'eau affecte la charge en sédiments, la composition chimique, le contenu en carbone organique total et la qualité microbienne. Ces changements nécessitent des modifications des capacités de stockage de l'eau et de traitement pour garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson. Le changement de niveau des eaux souterraines peut également entraîner une altération de la composition minérale et le recours à des eaux souterraines plus profondes peut amener à puiser dans des aquifères à forte teneur en minéraux ou en constituants spécifiques préoccupants pour la santé.

Pour assurer un approvisionnement en eau approprié en quantité et en qualité lorsque ces changements et phénomènes extrêmes se produisent, il peut être nécessaire d'augmenter les approvisionnements naturels dans certaines régions et d'utiliser des technologies et des procédés plus résilients au climat. Une remise à niveau des systèmes de traitement d'eau et une augmentation de la capacité de stockage peuvent être nécessaires si les charges microbienne et chimique sont plus importantes et si la turbidité est plus élevée. Il peut être nécessaire de recourir à de nouvelles sources d'eau telles que l'eau usée recyclée ou l'eau saumâtre ou de mer dessalée et de mettre en œuvre de nouvelles stratégies, telles que le stockage et la récupération en aquifère.

6.2 Collecte d'eau de pluie

La collecte d'eau de pluie est courante au niveau domestique mais elle est également de plus en plus utilisée à l'échelle de communautés plus importantes. L'eau de pluie peut constituer une importante source d'eau de boisson dans certaines circonstances ainsi qu'une source d'eau utilisable en mélange avec l'eau d'autres origines afin de réduire les niveaux de contaminants préoccupants pour la santé, tels que l'arsenic et les fluorures.

L'élaboration de PGSSE formels au niveau domestique n'est pas toujours réalisable, mais il faut favoriser l'application de bonnes pratiques élémentaires d'inspection sanitaire. Les systèmes de collecte d'eau de pluie bien conçus avec des captages propres, des citernes et des réservoirs de stockage couverts et un traitement éventuel, renforcés par une bonne hygiène au point d'utilisation, peuvent fournir une eau de boisson présentant un risque sanitaire très faible.

Initialement, l'eau de pluie est relativement peu chargée en impuretés, excepté les impuretés absorbées par la pluie dans l'atmosphère. Cependant, la qualité de l'eau de pluie peut se détériorer par la suite pendant la collecte, le stockage et l'utilisation domestique. Les impuretés véhiculées par le vent, les feuilles, les excréments d'oiseaux et autres animaux, les insectes et les déchets abandonnés au niveau des sites de collecte, tels que les toits et les citernes, peuvent contaminer l'eau de pluie ; celle-ci peut également être contaminée par des particules de l'atmosphère, par exemple la suie produite par la combustion de matériaux tels que des pneus usagés. Il faut procéder à un nettoyage régulier des surfaces du captage et des gouttières

pour minimiser l'accumulation de débris. Des crapaudines ou des filtres devraient être placés dans l'orifice des tuyaux de descente de toit pour empêcher l'entraînement de feuilles et autres débris vers les réservoirs de stockage et ces dispositifs devraient être nettoyés régulièrement pour éviter leur engorgement.

Les matériaux utilisés au niveau du captage et du réservoir de stockage entrant en contact avec l'eau de boisson devraient être agréés et ne devraient pas libérer de contaminants ni altérer le goût et l'odeur ni entraîner un changement de couleur. Comme l'eau de boisson est légèrement acide et contient très peu de substances minérales dissoutes, elle peut entraîner la dissolution de métaux et autres impuretés à partir de matériaux du captage et du réservoir de stockage, amenant ainsi les concentrations de contaminants dans l'eau à des niveaux inacceptables. La plupart des toits avec des revêtements solides conviennent pour la collecte d'eau de pluie, mais les toits avec des revêtements à base de bitume ne sont généralement pas recommandés car ils peuvent libérer des substances dangereuses ou altérer le goût. Il faut prendre garde à ne pas utiliser de peinture à base de plomb sur les captages de toit. L'eau collectée sur des toits de chaume peut être colorée ou contenir des particules.

Une mauvaise hygiène aux niveaux du stockage de l'eau et du système de prélèvement à partir des réservoirs de stockage ou au point d'utilisation peut également constituer un risque sanitaire ; celui-ci peut cependant être minimisé par un bon agencement et de bonnes pratiques. Les contaminations fécales sont fréquentes, en particulier dans les échantillons collectés rapidement après un épisode de pluie mais elles peuvent être minimisées par de bonnes pratiques. Des concentrations microbiennes plus élevées sont généralement observées dans l'eau collectée quand la pluie commence à tomber, mais elles diminuent ensuite à mesure qu'il continue de pleuvoir ; la contamination microbienne est donc moindre durant la saison des pluies quand les captages sont fréquemment lavés par de nouvelles pluies. Un système destiné à évacuer le premier volume d'eau de pluie collectée à la surface du toit est nécessaire ; à cet effet, il est recommandé d'utiliser des dispositifs automatiques. À défaut de dispositifs de dérivation, un tuyau de descente de toit amovible peut être aussi efficace.

Les réservoirs de stockage peuvent servir de sites de reproduction pour les moustiques, notamment des espèces qui transmettent le virus de la dengue (voir section 8.6). Un couvercle empêchera la reproduction des moustiques et contribuera à éviter les contaminations fécales ainsi que l'impact direct du rayonnement solaire sur l'eau qui favorise la croissance des algues. Les réservoirs doivent être munis de couvercles et les ouvertures doivent être protégées par un grillage anti-moustiques. Des fissures dans le réservoir peuvent entraîner la contamination de l'eau stockée ; le prélèvement de l'eau avec des récipients contaminés est une source potentielle de contamination fécale et chimique. Les réservoirs de stockage devraient de préférence être équipés d'un mécanisme tel qu'un robinet ou une bonde permettant de prélever l'eau proprement.

Un autre traitement au point de consommation peut être appliqué pour garantir une meilleure qualité de l'eau de boisson et réduire le risque sanitaire. Parmi les méthodes de désinfection à faible coût pour le traitement de l'eau de pluie stockée, figurent la désinfection solaire de l'eau et la chloration au point d'utilisation. Ces méthodes ainsi que d'autres technologies de traitement domestique de l'eau sont présentées de manière plus détaillée dans les sections 7.3.2 (pour les micro-organismes) et 8.4.4 (pour les produits chimiques).

6.3 Eau vendue

La vente d'eau est une pratique courante dans de nombreuses parties du monde où la rareté des approvisionnements et le manque d'infrastructures empêchent l'accès à l'eau de boisson en quantité suffisante et sans risque sanitaire. Bien que la vente d'eau soit plus courante dans les pays en développement, elle existe également dans les pays développés.

Dans les présentes Directives, la vente d'eau désigne une vente privée d'eau de boisson, en excluant l'eau vendue en bouteille ou autre conditionnement (qui fait l'objet de la section 6.14) ou l'eau vendue en bouteille dans des distributeurs automatiques.

La vente d'eau peut être effectuée par des entités formelles, telles que des services publics d'approvisionnement en eau ou des sociétés agréées, par des fournisseurs sous contrat ou par des vendeurs informels et indépendants. Lorsque la vente est pratiquée par des entités formelles, l'eau provient généralement d'approvisionnements publics en eau traitée ou de sources répertoriées et est transportée dans des camions-citernes ou distribuée au niveau de bornes-fontaines ou de kiosques à eau. Les vendeurs informels ont tendance à utiliser diverses sources, parmi lesquelles de l'eau de surface non traitée, des puits creusés et des forages et ils distribuent de petits volumes d'eau destinée à un usage domestique, souvent dans des récipients chargés sur de petites charrettes ou des camions-citernes.

La qualité de l'eau vendue et son adéquation par rapport à ses utilisations peuvent varier considérablement et des flambées de diarrhée ont été mises en lien avec l'eau vendue (Hutin, Luby & Paquet, 2003). L'eau fournie aux utilisateurs doit être potable, conforme aux directives nationales ou régionales et répondre aux exigences réglementaires. La qualité chimique et microbienne des sources d'eau non traitées ou privées doit être testée pour déterminer si elles sont conformes à l'usage prévu et pour identifier les mesures de maîtrise des risques appropriées, notamment les traitements requis. Les eaux de surface et celles de certains puits creusés et de forages ne peuvent être consommées sans traitement préalable ; la désinfection est une exigence minimale et la filtration est souvent nécessaire dans le cas des eaux de surface.

Dans de nombreux pays en développement, les consommateurs achètent de l'eau dans des points publics de vente (kiosques à eau) puis la rapportent à domicile dans divers récipients de taille variable. Des mesures doivent être prises pour protéger l'eau vendue contre les contaminations pendant le transport et pendant le stockage à domicile ; il faut notamment que l'eau soit transportée et stockée dans des récipients propres exempts de contaminations fécales et chimiques, fermés ou à ouverture étroite, idéalement dotés d'un dispositif de distribution, tel qu'un robinet, qui évite d'y introduire les mains ou d'autres sources de contamination externe. Une bonne hygiène est nécessaire et doit être encouragée par des programmes éducatifs.

Dans d'autres cas, en particulier dans les pays développés, les vendeurs d'eau transportent et distribuent l'eau aux usagers au moyen de camions-citernes. Si des volumes importants doivent être transportés, la chloration doit si possible assurer le maintien d'une concentration résiduelle de chlore libre d'au moins 0,5 mg/l au point de distribution aux usagers. Les citernes devraient être utilisées pour l'eau uniquement ou, si ce n'est pas possible, devraient être soigneusement nettoyées avant utilisation.

Tous les éléments des systèmes associés à l'approvisionnement et à la distribution d'eau vendue doivent être conçus et utilisés de manière à protéger la qualité de l'eau. Les récipients de stockage, les canalisations et la robinetterie ne doivent pas présenter de défauts structurels entraînant des fuites et la pénétration de contaminants. La propreté des récipients de stockage, des conduites fixes, des robinets et des tuyaux souples doit être maintenue. Les tuyaux souples utilisés pour le transfert dans des kiosques à eau ou pour l'eau transportée avec des charrettes et des camions-citernes devraient être protégés afin d'éviter les contaminations (par exemple, en évitant que les extrémités entrent en contact avec le sol) et vidés quand ils ne sont pas utilisés. La zone entourant les conduites fixes devrait être dotée d'un système d'évacuation ou être construite de façon à éviter la formation de flaques d'eau. Les matériaux utilisés dans tous les composants, notamment les conduites, les récipients et les tuyaux souples doivent convenir pour être mis en contact avec l'eau de boisson et ne pas entraîner une contamination de l'eau avec des produits chimiques dangereux ou des substances pouvant en altérer le goût.

Toutes les composantes de la vente d'eau, incluant les sources, les méthodes de captage et le transport, doivent être intégrées dans un PGSSE. Lorsque les vendeurs sont enregistrés ou travaillent sous contrat auprès d'un service de distribution, la mise en œuvre et le fonctionnement du PGSSE devraient être régulièrement vérifiés par ce service. Les PGSSE et les activités des vendeurs d'eau doivent également faire l'objet d'une surveillance indépendante.

6.4 Approvisionnement de l'eau en vrac

L'approvisionnement de l'eau en vrac peut concerner de l'eau traitée ou non traitée, mais habituellement il existe peu d'options pour ce type d'approvisionnement. L'eau peut être fournie en vrac dans des endroits où une agence ou une entreprise contrôle une source importante d'eau brute, habituellement de l'eau de surface, et approvisionne un ou plusieurs autres fournisseurs d'eau. L'eau en vrac peut être acheminée par une conduite ou un camion-citerne ou des bateaux ou des flottes de camions- ou wagons-citernes.

Dans tous les cas, il importe que l'approvisionnement de l'eau en vrac soit intégré dans le PGSSE du système receveur et soit traité comme une source différente. Lorsque des approvisionnements en vrac d'eau traitée ont été utilisés comme appoint pendant une période de sécheresse ou une situation d'urgence, il importe que le fournisseur prenne des mesures pour garantir la sécurité sanitaire de l'eau avant de l'introduire dans le système de distribution. À toutes les étapes, il importe qu'une bonne communication entre toutes les parties impliquées soit assurée, que les procédures et spécifications soient consignées, comprises et mises en œuvre et qu'un suivi et une vérification appropriés soient effectués.

Les dangers potentiels de l'eau en vrac sont similaires à ceux de tout approvisionnement en eau, mais il existe des sources supplémentaires de contamination, par exemple, des récipients et des matériaux inappropriés ainsi qu'un assainissement et une hygiène déficients aux points de remplissage ou de transfert de l'eau en vrac. Les conduites peuvent être sensibles aux contaminations tout au long de la voie d'acheminement, en particulier si des raccordements non autorisés sont susceptibles d'être effectués sur le réseau.

Un grand nombre de spécifications concernant l'approvisionnement de l'eau en vrac sont les mêmes que pour tout approvisionnement canalisé, par exemple l'utilisation de matériaux agréés ne risquant pas d'altérer la qualité de l'eau. Dans le cas de citernes, les matériaux utilisés doivent être appropriés, propres et exempts de contaminations microbiennes et chimiques. Pour minimiser les contaminations pendant le remplissage des récipients d'eau en vrac ou des citernes d'eau des camions et alimenter les conduites d'acheminement de l'eau, il faut organiser des inspections sanitaires et maintenir des conditions sanitaires appropriées dans les stations de remplissage. Ces sites doivent disposer d'un système d'évacuation approprié afin d'éviter la présence d'eau stagnante et les inondations ; les sites ne devraient pas être exposés à des sources de contamination et devraient être sécurisés, l'accès étant réservé au personnel autorisé. Aux points de remplissage et de distribution, les buses et les manchons devraient être protégés contre les sources de contamination, les animaux notamment. L'installation de revêtements de protection pour les raccords destinés au remplissage et à la réception devrait contribuer à éviter les contaminations. Certains matériaux de tuyaux en plastique sont perméables aux produits chimiques organiques et la diffusion de substances, telles que des hydrocarbures de pétrole, pourrait altérer l'intégrité structurelle des matériaux dont sont faits les tuyaux ou donner à l'eau un goût désagréable pour les consommateurs. Ces tuyaux seront vraisemblablement des flexibles utilisés pour le transfert ; dès lors, la propreté des points de transfert où interviennent des camions-citernes est vitale, de même que la protection des zones de transfert contre les renversements de carburant.

La mise en œuvre de mesures de sécurité destinées à éviter les contaminations intentionnelles et les vols peut également être justifiée.

6.5 Systèmes de dessalement

Le dessalement est utilisé pour éliminer le sel de l'eau saline ou saumâtre, qu'il s'agisse d'eaux de surface ou d'eaux souterraines, afin de la rendre acceptable pour la consommation humaine ou d'autres usages. Le dessalement est de plus en plus utilisé pour fournir de l'eau de boisson du fait de la raréfaction de l'eau douce consécutive à la croissance démographique, à la surexploitation des ressources en eau et au changement climatique. Des installations de dessalement existent partout dans le monde, en particulier dans la région de la Méditerranée orientale et leur utilisation se développe sur tous les continents. Le dessalement

à petite échelle est utilisé pour l'approvisionnement en eau douce sur les bateaux et pour fournir un apport supplémentaire d'eau douce dans certaines régions chaudes et arides.

Les présentes Directives s'appliquent également aux systèmes d'approvisionnement en eau dessalée ; cependant, le dessalement présente certaines différences importantes résumées ci-après.

L'eau dessalée a un très faible contenu en carbone organique total et une faible demande en désinfectant de sorte que les sous-produits de désinfection posent généralement peu de problèmes, bien que des composés organiques bromés puissent être présents en raison de la présence de bromure dans l'eau de mer. Les procédés de dessalement sur membrane et par distillation sont très efficaces pour éliminer les produits chimiques organiques de poids moléculaire élevé et virtuellement tous les produits inorganiques ; les composés organiques volatils sont éliminés dans l'effluent gazeux quand des procédés de dessalement thermiques sont utilisés. Avec les procédés membranaires, le bore et certains composés organiques de faible poids moléculaire peuvent ne pas être éliminés et il importe donc de déterminer les performances de la membrane. En raison de leur efficacité apparemment élevée dans l'élimination des microorganismes et également des constituants chimiques, certains procédés (en particulier, la distillation et l'osmose inverse) peuvent être utilisés comme traitement en une étape unique ou en association avec une faible concentration résiduelle de désinfectant. Pour plus d'informations, voir le document d'appui *Water treatment and pathogen control* (Annexe 1). Le prétraitement est en grande partie destiné à protéger le procédé de dessalement, mais il évite également certains dangers liés aux eaux saumâtres et salines.

L'eau produite par dessalement est faiblement minéralisée et habituellement agressive vis-à-vis des matériaux avec lesquels elle entre en contact, tels que les matériaux de conduites de distribution, de récipients de stockage et d'installations de plomberie. Au cours du post-traitement, l'eau doit être stabilisée ou reminéralisée avant la distribution pour réduire sa nature corrosive. La stabilisation est généralement obtenue en ajoutant des constituants chimiques tels que le carbonate de calcium et de magnésium ainsi que par l'ajustement du pH ou par mélange avec de faibles volumes d'eau fortement minéralisée. L'eau de mer et l'effluent d'eau de mer qui a subi l'électrolyse pour former de l'hypochlorite ont été utilisés à cet effet mais cette pratique a en grande partie été abandonnée en raison de la formation de bromate dans l'eau distribuée. Les eaux utilisées pour le mélange doivent être prétraitées pour garantir l'absence de contaminations microbiennes car, après dessalement, les concentrations résiduelles de désinfectants peuvent être insuffisantes pour lutter contre les organismes pathogènes.

Dans l'eau dessalée, les concentrations de substances solides dissoutes et d'éléments essentiels, tels que le calcium et le magnésium, sont plus faibles que les concentrations habituelles dans l'eau (voir le document d'appui *Calcium and magnesium in drinking-water*; Annexe 1). L'eau de boisson contribue généralement pour une faible part à l'apport quotidien recommandé en éléments essentiels, la plus grande part provenant de la nourriture. Le fluor est également absent de l'eau dessalée sauf s'il est ajouté avant la distribution de l'eau, ce qui peut être envisagé dans les pays où la consommation de sucre est élevée (OMS, 2005b).

Les températures élevées de l'eau distribuée dans les régions au climat chaud et la difficulté de maintenir des concentrations résiduelles de désinfectants pendant le transport sur de longues distances peuvent entraîner une croissance microbienne ultérieure, en fonction des nutriments disponibles. Une telle croissance n'aura vraisemblablement pas de conséquences pour la santé (voir le document d'appui *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety*; Annexe 1), mais elle peut toutefois entraîner des problèmes d'acceptabilité. L'utilisation de chloramines constitue une solution avantageuse par rapport au chlore libre dans les systèmes de distribution avec des temps de séjour importants et des températures élevées, bien que la formation de nitrites par des organismes contenus dans les biofilms doive être envisagée lorsque la chloramination est pratiquée en présence d'un excès d'ammoniac.

Des informations détaillées sur le dessalement en vue de fournir de l'eau de boisson ne présentant aucun risque sanitaire sont présentées dans le livre *Desalination technology: Health and environmental impacts* (Cotruvo et al., 2010) et le document d'appui *Safe drinking-water from desalination* (Annexe 1).

6.6 Réseaux de distribution d'eau à double *canalisation*

En certains endroits, les foyers domestiques et les bâtiments alimentés par un réseau de distribution d'eau de boisson canalisé disposent également d'un réseau canalisé d'eau provenant d'une autre source et destinée à des usages ne nécessitant pas une eau potable, créant ainsi un réseau de distribution d'eau à double canalisation. Le recours à cette autre source d'eau pour des usages ne nécessitant pas une eau potable (par exemple, toilettes, lessive, irrigation) sert généralement à réduire l'utilisation des ressources en eau de grande qualité ou simplement à préserver des ressources en eau rares.

La présence de réseaux canalisés d'eau non potable est susceptible d'introduire des dangers pour la santé résultant souvent de connexions croisées accidentelles entre réseau d'eau potable et réseau d'eau non potable. Les mesures destinées à éviter les risques sanitaires dus aux réseaux de distribution à double canalisation sont notamment :

- le respect de bonnes pratiques pour éviter les connexions croisées ;
- le marquage clair de chacun des réseaux pour éviter toute confusion entre réseau d'eau potable et réseau d'eau non potable ;
- le recours exclusif à des plombiers qualifiés pour l'installation du réseau canalisé d'eau non potable ;
- la réglementation des réseaux canalisés d'eau non potable par l'autorité responsable de la surveillance de l'eau de boisson ;
- la sensibilisation du public aux risques sanitaires potentiels d'une exposition à l'eau non potable résultant de connexions croisées et aux risques des modifications de réseaux effectuées par des personnes inexpérimentées et non habilitées.

De plus en plus souvent, dans les pays développés, des réseaux à double canalisation sont installés au niveau domestique ou dans des bâtiments publics. Des orientations devraient être fournies pour l'installation, en particulier lorsqu'elle est effectuée par des personnes non habilitées. L'installation d'eau potable des bâtiments devrait être équipée d'un clapet anti-retour afin d'éviter des retours d'eau dans le réseau public d'approvisionnement en eau.

6.7 Situations d'urgence et catastrophes

Une eau de boisson sans risque sanitaire est un des critères les plus importants pour la santé publique dans la plupart des situations d'urgence et de catastrophes, de même qu'un assainissement approprié. Le plus grand risque sanitaire lié à l'eau est la transmission d'agents pathogènes fécaux résultant d'un défaut d'assainissement, d'hygiène et de protection des sources d'eau de boisson. Certaines catastrophes, notamment celles qui ont pour origine ou qui impliquent des installations industrielles chimiques ou nucléaires, des déversements durant les transports ou une activité volcanique peuvent entraîner des contaminations par des produits chimiques ou radiologiques dangereux. Les circonstances de la plupart des situations d'urgence à grande échelle varient et chacune d'elles présente des problèmes et défis particuliers.

Lorsqu'un certain nombre d'organisations participent aux secours ou à la supervision dans une situation d'urgence, il est essentiel qu'une bonne communication s'établisse entre elles et qu'elles coordonnent leurs activités. Les coordinateurs de l'ensemble de l'intervention devraient prendre conseil auprès d'experts de domaines particuliers, tels que l'approvisionnement en eau et l'assainissement. La présente section concerne en premier lieu les catastrophes et situations d'urgence de grande ampleur, bien que beaucoup d'informations s'appliquent aussi à des situations d'urgence de plus faible ampleur. Dans des situations d'urgence de plus faible ampleur dues à un accident chimique ou biologique touchant des réseaux canalisés, les sections concernées dans les Chapitres 7 et 8 doivent être consultées.

Lorsque des personnes sont déplacées suite à des conflits et à des catastrophes naturelles, elles peuvent aller dans une zone où des sources d'eau non protégées sont contaminées. Quand la densité de la population

est élevée et l'assainissement inapproprié, les sources d'eau non protégées dans et autour des structures d'hébergement temporaires risquent fortement d'être contaminées. Une population déplacée, aux défenses immunitaires altérées en raison de la malnutrition résultant de pénuries alimentaires ou de la charge de morbidité d'autres maladies, est exposée à un risque accru de flambée d'une maladie transmise par l'eau.

La planification de mesures d'urgence doit comprendre trois phases :

- 1) des évaluations de la vulnérabilité (qui devraient faire partie d'un PGSSE pour tout approvisionnement important) afin d'identifier les éléments critiques des systèmes existants dont le dysfonctionnement entraînerait une désorganisation majeure des services essentiels ;
- 2) des plans d'atténuation pour identifier les mesures qui peuvent être prises afin d'éviter ou de réduire les effets perturbateurs liés à la perte d'éléments ou d'installations vulnérables ; et
- 3) des plans de préparation aux situations d'urgence pour faciliter la gestion des crises et le rétablissement des services en cas de perturbations.

La solution consiste à anticiper les événements probables, élaborer des plans et se préparer à faire face aux événements si nécessaire, disposer du matériel et d'installations de secours et avoir effectué des simulations afin qu'organisation et personnel soient efficaces si une situation d'urgence se produit.

Les sources d'eau disponibles sont limitées dans la plupart des situations d'urgence et il importe de fournir une quantité d'eau suffisante pour l'hygiène personnelle et domestique ainsi que pour boire et cuisiner. Les normes nationales de qualité de l'eau de boisson devraient donc présenter une certaine souplesse, prenant en considération les risques et les bénéfices pour la santé à court et à long terme et ne devraient pas trop limiter l'eau disponible pour l'hygiène car une telle pénurie entraîne souvent une augmentation du risque global de transmission de maladies.

Il existe un certain nombre de facteurs à prendre en compte afin de fournir de l'eau de boisson à une population affectée par une catastrophe, notamment :

- *La quantité d'eau disponible et la fiabilité de l'approvisionnement* : ce sont probablement les préoccupations principales dans la plupart des situations d'urgence, car il est habituellement plus facile d'améliorer la qualité de l'eau que d'augmenter les quantités disponibles ou de déplacer la population affectée pour la rapprocher d'une autre source d'eau.
- *L'accès équitable à l'eau* : même si une quantité d'eau suffisante est disponible pour répondre aux besoins minima, des mesures supplémentaires doivent être prises pour que l'accès à l'eau soit équitable. À moins que les points d'eau ne soient suffisamment proches de leurs habitations, les personnes ne seront pas en mesure de prélever suffisamment d'eau pour leurs besoins. Il peut être nécessaire de rationner l'eau pour que les besoins de tous soient couverts.
- *La protection des sources d'eau contre les contaminations* : elle doit toujours être une priorité dans les situations d'urgence, que la désinfection de l'approvisionnement en eau soit considérée comme nécessaire ou non.
- *Le besoin de désinfection* : la désinfection, le maintien d'une concentration résiduelle suffisante de désinfectant et, si nécessaire, un prétraitement pour réduire la turbidité autant que possible afin de garantir l'efficacité de la désinfection, sont des éléments essentiels pour assurer la sécurité sanitaire de l'eau de boisson. Les informations figurant dans le Tableau 6.1 (section 6.11) sur les méthodes de désinfection de l'eau de boisson utilisables par les voyageurs peuvent être appliquées à des utilisations temporaires dans des situations d'urgence.
- *La planification à long terme pour des situations d'urgence prolongées* : lorsque la première phase d'une situation d'urgence ou d'une catastrophe est terminée et que la restauration est en cours, il faut envisager un approvisionnement en eau sans risque sanitaire et un assainissement à long terme. Dans ce cas, une pré-planification peut s'avérer très utile.

- *L'acceptabilité* : il importe de s'assurer que l'eau de boisson fournie dans des situations d'urgence est acceptable pour les consommateurs en termes de goût, d'odeur et d'aspect, sans quoi les consommateurs peuvent recourir à des approvisionnements non protégés ou non traités.
- *Le besoin en récipients pour collecter et stocker l'eau* : des récipients qui garantissent l'hygiène et répondent aux besoins et aux habitudes locales sont nécessaires pour collecter et stocker l'eau utilisée pour nettoyer, cuisiner et se laver.
- *La mise à disposition d'eau en bouteille ou autre conditionnement* : la fourniture d'eau en bouteille ou autre conditionnement provenant d'une source fiable est souvent un moyen efficace de fournir rapidement une eau potable sans risque sanitaire dans des situations d'urgence ou de catastrophes. Les brasseurs et les producteurs de boissons sans alcool, s'ils sont intégrés dans le plan de réponse aux situations d'urgence, sont souvent en mesure de convertir leurs procédés pour produire de l'eau en bouteille ou autre conditionnement dans des situations d'urgence. Cette contribution est particulièrement précieuse s'ils disposent de stations de traitement garantissant la qualité de l'eau qui sert d'ingrédient dans leurs procédés de fabrication.

Dans de nombreuses situations d'urgence, l'eau est obtenue à partir de points de collecte centralisés, conservée dans des récipients de stockage puis transférée par des personnes préposées à cet effet dans les récipients servant à cuisiner et à boire. Il importe que ces personnes soient conscientes des risques sanitaires liés à la contamination de l'eau depuis le point de collecte jusqu'au moment de sa consommation et qu'elles disposent des moyens de réduire ou d'éviter ces risques. On trouvera des informations détaillées dans Wisner & Adams (2003).

Un suivi de la qualité de l'eau devrait être assuré dans les situations d'urgence, notamment par des inspections sanitaires, par le prélèvement d'échantillons d'eau et leur analyse microbiologique ; par le suivi des procédés de traitement de l'eau, y compris la désinfection ; par le suivi de la qualité de l'eau au niveau de tous les points de collecte d'eau et dans quelques foyers domestiques ; et par l'évaluation de la qualité de l'eau dans les investigations des flambées de maladies ou par l'évaluation des efforts de promotion de l'hygiène, selon les cas.

Les systèmes de suivi et de notification doivent être conçus et gérés pour garantir que des mesures soient prises rapidement afin de protéger la santé. Les informations sanitaires doivent également faire l'objet d'un suivi pour s'assurer que la qualité de l'eau puisse rapidement être contrôlée quand son implication dans un problème sanitaire est suspectée et pour que les mesures correctives nécessaires puissent être apportées aux procédés de traitement, en particulier la désinfection.

Lorsqu'un grand nombre d'échantillons d'eau doit être testé ou qu'un grand nombre de paramètres doivent être pris en compte, l'analyse en laboratoire est habituellement la plus appropriée. Si les laboratoires de fournisseurs d'eau de boisson ou les laboratoires des organismes chargés de l'hygiène de l'environnement ou des universités ne sont plus fonctionnels à la suite d'une catastrophe, il peut être nécessaire de mettre en place un laboratoire temporaire. Lorsque des échantillons sont transportés vers les laboratoires, il importe qu'ils soient manipulés de manière appropriée pour que les résultats soient utilisables. Des kits de test sont utilisables sur le terrain pour déterminer les paramètres clés de la qualité de l'eau, tels que le nombre de coliformes thermotolérants, le chlore libre résiduel, le pH, la turbidité et la filtrabilité.

Le personnel devrait être formé à appliquer les procédures appropriées pour collecter, étiqueter, conditionner et transporter les échantillons et à fournir les informations accompagnant les échantillons, obtenues à partir de l'enquête sanitaire, afin de faciliter l'interprétation des résultats de laboratoire. On trouvera des orientations sur les méthodes d'échantillonnage et d'analyse de l'eau dans Bartram & Ballance (1996), OMS (1997) et APHA, AWWA & WEF (2005).

6.8 Approvisionnement temporaires en eau

Un certain nombre de flambées de maladies transmises par l'eau ont pour origine une mauvaise gestion et une conception inappropriée des approvisionnements temporaires en eau, c'est-à-dire des approvisionnements répartis en différents endroits en vue d'évènements saisonniers ou de durée limitée (par exemple, festivals, marchés et camps d'été). Les approvisionnements en eau destinés aux villages de vacances ne sont pas pris en compte car il s'agit d'approvisionnements permanents, bien que les importantes variations saisonnières de la demande posent des problèmes spécifiques.

Afin d'assurer la sécurité sanitaire de l'eau de boisson, notamment en quantité et de qualité appropriées, une approche systématique est nécessaire dans le cas des approvisionnements temporaires en eau. Il est essentiel de disposer d'un PGSSE pour identifier les dangers et les risques et pour élaborer de bonnes procédures pour y faire face. Des informations complémentaires utiles sont présentées dans le Chapitre 4 et d'autres sections du Chapitre 6. Lorsque l'eau est fournie par des camions-citernes, les exigences sont les mêmes que pour l'eau vendue (section 6.3) et pour les approvisionnements de l'eau en vrac (section 6.4).

Un approvisionnement temporaire en eau peut être indépendant (c'est-à-dire non connecté à tout autre réseau de distribution d'eau et disposant de ses propres installations de la source au robinet) ou dépendant (c'est-à-dire recevant de l'eau traitée à partir d'un réseau existant mais avec des installations de distribution indépendantes). Le risque de contamination de l'eau de boisson est habituellement plus faible dans des réseaux dépendants à condition d'avoir accès aux technologies, à l'expertise et à la capacité de gestion d'un réseau permanent. Un contrat est souvent établi entre l'organisateur d'un évènement (par exemple, un festival) et une entité assurant l'approvisionnement en eau ; ce contrat devrait spécifier la quantité et la qualité de l'eau fournie par l'entité, les rôles et les responsabilités de chaque partie dans la gestion de la qualité de l'eau, les emplacements et la fréquence de suivi de la qualité de l'eau, l'inspection sanitaire et la surveillance par une autorité sanitaire ainsi que la mise en place d'un assainissement approprié correctement situé. La coordination entre un organisateur d'évènement, une entité assurant l'approvisionnement en eau et l'autorité sanitaire compétente est très importante pour garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson.

Les réseaux d'approvisionnement temporaires en eau peuvent varier sensiblement en ce qui concerne leur taille, leur durée de fonctionnement, l'utilisation de l'eau et les fluctuations de la demande ; ces variations devraient être prises en considération pendant les étapes de planification et de conception. Dans le cas d'un système indépendant, il faut également prendre en considération la sélection de la source d'eau en termes de quantité, de qualité et de procédés de traitement ; de plus, il faut prendre soin de ne pas dégrader tout autre approvisionnement ou source d'eau. Lorsqu'un système temporaire est directement connecté à des conduites de distribution, il importe d'éviter une contamination accidentelle de ces conduites par un retour d'eau lors de l'installation et de l'utilisation du système temporaire. Il faut prendre en compte la consommation d'eau nécessaire dans la lutte contre les incendies ainsi que pour les lavabos et les chasses d'eau des toilettes dans l'estimation totale des besoins (y compris les variations prévisibles) lorsqu'il n'existe pas d'autres sources d'eau disponibles pour couvrir ces besoins.

Les objectifs de qualité de l'eau pour les approvisionnements temporaires devraient être les mêmes que pour les approvisionnements permanents. La désinfection devrait être considérée comme indispensable dans un approvisionnement temporaire et il est préférable de maintenir une certaine concentration résiduelle de désinfectant (chlore, par exemple) dans les branchements sur le réseau. Si l'approvisionnement n'est pas destiné à fournir de l'eau potable, des mesures appropriées doivent être prises pour qu'il ne soit pas utilisé comme eau de boisson.

Si un approvisionnement temporaire en eau est utilisé de manière intermittente, il est essentiel de purger complètement le système avec de l'eau contenant une concentration en désinfectant plus élevée que la normale avant de recommencer à l'utiliser. Lors de la planification de l'installation sur le site, les risques de contamination doivent être pris en compte pour choisir le positionnement des conduites, des tuyaux souples et des connexions – par exemple, en évitant de placer des tuyaux souples et des raccords sur le sol près de sites potentiellement exposés à des contaminations fécales ou des réservoirs de stockage sous l'éclairage direct du soleil, l'élévation des températures favorisant la croissance microbienne. Il importe également de

s'assurer que l'installation ne comporte pas de défauts, notamment des fuites susceptibles de provoquer une dégradation de la qualité de l'eau, et que la qualité de l'eau réponde, dans toutes les parties du réseau, aux objectifs de qualité requis. Lors du démontage et du transport des installations, les mesures de maîtrise des risques importantes consistent notamment à vider les tuyaux souples, de préférence en les laissant sécher et en les entreposant de façon à éviter l'introduction de contaminants. Dans tous les cas, les matériaux doivent être homologués pour un usage avec l'eau potable.

Il faut être vigilant lors de la planification et de la conception des installations de gestion et d'élimination des eaux usées, en particulier pour s'assurer que les toilettes et les installations d'élimination des rejets soient situées de manière à éviter tout risque d'altération de la qualité de l'eau de source ou de l'eau stockée. Il importe également d'éviter l'intrusion dans la source de rejets provenant d'autres zones, telles que des enclos pour le bétail. La source, les installations de traitement et les réservoirs de distribution devraient être protégés par des couvercles ou des toits pour éviter l'accès d'animaux (par exemple, excréments d'oiseaux) et de personnes non autorisées.

Un approvisionnement temporaire étant habituellement plus vulnérable aux contaminations accidentelles et délibérées qu'un réseau de distribution d'eau permanent, il faut veiller à sa sécurité. Toutes les installations de traitement de l'eau devraient être complètement inspectées au moins quotidiennement. Toutes ces procédures et spécifications devraient être intégrées dans les documents de gestion opérationnelle qui constituent l'élément principal du PGSSE.

Le marquage est un élément important pour garantir une utilisation appropriée de l'eau prélevée aux robinets et pour la protection des sources d'eau et de l'infrastructure de distribution de l'eau de boisson. Le marquage doit être aisément compréhensible et utilisé conjointement à d'autres moyens (des clôtures, par exemple).

Un suivi systématique de la qualité et de l'aspect de l'eau est nécessaire au niveau des branchements sur le réseau de l'approvisionnement temporaire en eau. Au moins la température de l'eau et la concentration résiduelle de désinfectant devraient être mesurées quotidiennement, ces paramètres étant des critères simples et rapides servant d'indicateurs de possibles perturbations. Parmi les autres paramètres qui devraient, si possible, être régulièrement suivis, figurent le pH, la conductivité, la turbidité, la couleur et *Escherichia coli* (ou les coliformes thermotolérants). Une inspection sanitaire systématique de l'approvisionnement temporaire en eau par l'autorité sanitaire compétente est très importante. En cas de problème relatif à la qualité de l'eau, les mesures correctives figurant dans les documents de gestion annexés au PGSSE devraient être prises rapidement. Si un approvisionnement temporaire en eau doit être utilisé pendant plus de quelques semaines, une surveillance régulière par l'autorité sanitaire compétente devrait être instaurée.

6.9 Bâtiments²

Les réseaux d'eau de boisson des bâtiments peuvent être une source importante de contamination. Des flambées de maladies et d'affections ont eu pour origine une mauvaise gestion de ces réseaux. Une des difficultés pour garantir la sécurité sanitaire de l'eau réside dans le fait que la responsabilité de la prise des décisions essentielles pour le contrôle de la qualité de l'eau de boisson dans les bâtiments fait rarement partie du mandat du fournisseur d'eau de boisson. Les rôles et responsabilités des différentes parties prenantes concernant la gestion en toute sécurité des réseaux d'eau de boisson dans les bâtiments peuvent être influencés par un certain nombre de facteurs, notamment la propriété des biens et des droits d'accès. Les PGSSE établis pour gérer les approvisionnements publics en eau n'incluent généralement pas les bâtiments, bien que le PGSSE du fournisseur d'eau puisse comprendre un certain nombre de mesures destinées à éviter les retours d'eau ou à informer les consommateurs sur la manière de protéger la qualité de leur eau. Dans de nombreux cas, les propriétaires, les gestionnaires ou le personnel chargé de la maintenance sont responsables

² Les hôpitaux, centres de soins et autres établissements de santé sont traités dans la section 6.10.

de la gestion des approvisionnements en eau du bâtiment mais ils connaissent souvent mal les directives et les appliquent peu, ce qui justifie le besoin de programmes éducatifs.

La conception des réseaux d'eau dans les bâtiments varie selon les divers types de bâtiments (par exemple, écoles, garderies, bâtiments résidentiels, hôtels, installations sportives, usines, bureaux, musées, terminaux de transport), leurs agencements et les utilisations de l'eau. Les réseaux d'eau de boisson dans les bâtiments sont généralement divisés en réseaux d'eau chaude et d'eau froide et peuvent être raccordés à des installations fonctionnant avec l'eau tels que tours de refroidissement, chaudières, piscines, ou à des équipements au point d'utilisation (lave-linge, par exemple).

La sécurité sanitaire de l'eau de boisson est généralement assurée par de bonnes pratiques de gestion, notamment une conception rationnelle, des protocoles de maintenance systématique, un nettoyage régulier, la gestion de la température et la gestion du débit (pour éviter la stagnation de l'eau). Ces pratiques devraient être intégrées aux PGSSE élaborés par les propriétaires et les gestionnaires du bâtiment. En matière de bâtiments, les PGSSE devraient couvrir les réseaux d'eau froide et d'eau chaude ainsi que les installations fonctionnant avec l'eau et l'équipement au point d'utilisation. Les autorités régulatrices ou autres autorités compétentes peuvent guider l'élaboration et l'application des PGSSE pour les réseaux d'eau de boisson dans les bâtiments.

Le régulateur peut fixer des spécifications de conformité pour les bâtiments en général ou pour des types spécifiques de bâtiments en fonction du niveau de risque. Les écoles, hôtels et certains autres bâtiments importants sont des environnements à haut risque à la fois en raison de la nature complexe de leurs réseaux d'eau de boisson et de la vulnérabilité de certains utilisateurs, occupants et visiteurs, de sorte qu'une vigilance accrue en termes de suivi opérationnel, de validation des mesures de maîtrise des risques et de vérification est généralement justifiée. Le respect de la conformité peut nécessiter des programmes de maintenance et de suivi exécutés selon un PGSSE spécifique au bâtiment. Il peut être utile d'afficher les programmes de maintenance et de suivi ainsi que la certification de la conformité en un endroit bien visible dans le bâtiment. La conformité pourrait être vérifiée et certifiée par un auditeur indépendant.

Le principal danger qui pourrait menacer les réseaux d'eau de boisson des bâtiments est une intrusion de contaminations à partir d'approvisionnements en eau externes ou des failles dans le réseau de distributions (notamment, les réservoirs de stockage). Une robinetterie et des matériaux non agréés et inappropriés peuvent entraîner la libération de produits chimiques à partir des matériaux des réservoirs, de la tuyauterie, des raccordements et de la plomberie. La libération de ces substances peut varier avec l'âge du matériau et la durée de contact ; par exemple, les premiers volumes d'eau prélevés contiennent des concentrations de plomb et de cuivre plus élevées. Les connexions croisées avec des récipients de stockage de produits chimiques, un retour d'eau à partir de l'équipement au point d'utilisation et des connexions croisées avec des approvisionnements en eau non potable peuvent entraîner l'intrusion de divers contaminants dans l'eau de boisson.

Lorsque l'équipement est directement relié au réseau du bâtiment, il existe un risque de retour d'eau dans les conduites du réseau. Le retour d'eau peut être provoqué par des pressions élevées au niveau de l'équipement du bâtiment ou par de faibles pressions dans les conduites du réseau, mais ce risque peut être évité en plaçant des dispositifs anti-retour adaptés.

Un problème supplémentaire, non directement lié à l'eau de boisson, est la croissance microbienne (par exemple, *Legionella*) sur des surfaces et dans des dispositifs alimentés en eau qui peuvent entraîner un danger lié à l'inhalation de gouttelettes en suspension ou l'infection de blessures. La croissance de telles bactéries peut être combattue par des mesures élémentaires (par exemple, en maintenant la température de l'eau en dehors de la plage de températures favorables à la prolifération de *Legionella*, c'est-à-dire, > 50 °C pour l'eau chaude et < 25 °C pour l'eau froide, ou en maintenant une concentration résiduelle appropriée de désinfectant). Un mauvais contrôle de la température dans les circuits d'eau froide peut être dû à une mauvaise isolation ou à une séparation insuffisante entre circuits d'eau froide et d'eau chaude. Dans les circuits d'eau chaude, un contrôle défectueux de la température peut provenir des dispositifs de chauffage et des cuves de stockage, d'un emplacement inapproprié des dispositifs de régulation de la température, de

longues conduites de dérivation et de tronçons morts (c'est-à-dire, de longues conduites fermées à une extrémité dans lesquelles l'eau ne circule pas). Dans de grands bâtiments, il existe un risque accru de croissance de *Legionella* dans les longs circuits de distribution d'eau et leur maintenance nécessite une attention particulière. Pour plus d'informations sur *Legionella* dans l'eau de boisson, voir la section 11.1 et le document d'appui *Legionella and the prevention of legionellosis* (Annexe 1).

Pour évaluer efficacement les risques et dangers sanitaires potentiels, il est nécessaire de se documenter sur la structure physique des circuits d'eau dans les bâtiments. Cette documentation doit être mise à jour et porter à la fois sur les réseaux d'eau chaude et d'eau froide, notamment sur les matériaux utilisés ; le traitement au point d'entrée, le traitement au point d'utilisation, l'équipement et les systèmes (par exemple, système de lutte contre les incendies) connectés à l'approvisionnement en eau de boisson ; et les installations fonctionnant avec de l'eau, alimentées par le réseau d'eau de boisson.

Pour évaluer un réseau de distribution dans un bâtiment, il faut prendre en compte un ensemble d'éléments spécifiques en rapport avec la pénétration, l'introduction et la prolifération de contaminants, notamment :

- la qualité et la gestion des approvisionnements externes ;
- l'utilisation d'approvisionnements en eau indépendants ;
- les approvisionnements intermittents ;
- la pression de l'eau dans le réseau ;
- la température de l'eau (à la fois dans les circuits d'eau chaude et d'eau froide) ;
- l'intégrité des réservoirs de stockage ;
- les zones soumises à une utilisation intermittente ou saisonnière (par exemple, des hôtels à occupation saisonnière, des écoles) ;
- les connexions croisées, en particulier entre canalisations d'eau potable et non potable ;
- la prévention des retours d'eau ;
- une conception du réseau permettant d'éviter les tronçons morts et autres zones de stagnation potentielle ;
- l'utilisation de matériaux et de revêtements dont l'utilisation convient pour l'eau de boisson.

Le réseau de distribution d'un grand bâtiment a pour fonction d'assurer l'approvisionnement en eau de boisson sans risque sanitaire à une pression et à un débit adéquats. La qualité de l'eau entrant dans les réseaux du bâtiment sera garantie par le service de distribution d'eau ou par le responsable du bâtiment, généralement le propriétaire ou l'exploitant, qui installera des dispositifs au point d'entrée. Pour maintenir la qualité de l'eau de boisson, il importe de minimiser le temps de transit et d'éviter les débits et pressions faibles.

Des procédures devraient être établies pour les réparations, rénovations ou extensions des réseaux afin de garantir le maintien de la sécurité sanitaire de l'eau ; tout travail, notamment des changements apportés aux réseaux d'eau, devrait être consigné. Quand les travaux sont terminés, il convient de désinfecter et de purger les conduites.

Le suivi devrait avoir pour objet principal l'efficacité réelle des mesures de maîtrise des risques. Si possible, il faudrait y inclure le suivi assuré par le personnel de maintenance en utilisant des kits de terrain pour des paramètres tels que la température, le pH et les désinfectants résiduels. La fréquence variera selon la taille et la vocation du bâtiment, mais elle devrait être hebdomadaire dans les grands bâtiments. Le suivi de la qualité de l'eau de boisson sera plus fréquent pour un bâtiment nouveau ou récemment réceptionné.

Une surveillance indépendante est un élément souhaitable pour garantir une sécurité sanitaire continue de l'eau dans les bâtiments et elle devrait être assurée par l'organisation sanitaire pertinente ou une autre autorité indépendante.

Pour garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson dans les bâtiments, les organismes de régulation nationaux peuvent contribuer par les activités suivantes :

- attention spécifique accordée à l'application des codes de bonne pratique (par exemple, lors de la réception de l'installation et de l'établissement d'un contrat de construction et de réhabilitation) ;
- programmes d'éducation et de formation appropriés pour les propriétaires et les exploitants de bâtiments, les ingénieurs, plombiers et opérateurs d'installations fonctionnant avec de l'eau (par exemple, tours de refroidissement et condenseurs évaporatifs) ;
- réglementation des professionnels de la plomberie et choix de professionnels agréés ;
- système efficace de certification et utilisation de matériaux et de dispositifs disponibles dans le commerce ;
- codes de bonne pratique pour la conception et l'exploitation d'installations fonctionnant avec de l'eau.

On trouvera d'autres recommandations dans le document d'appui *Water safety in buildings* (Annexe 1).

6.10 Établissements de santé

Les établissements de santé comprennent les hôpitaux, centre de santé et unités de soins palliatifs, résidences médicalisées, cabinets dentaires et unités de dialyse. L'eau de boisson dans de tels établissements devrait être propre à la consommation humaine et à tous les usages domestiques habituels, y compris l'hygiène personnelle. Cependant, elle peut ne pas convenir à toutes les utilisations ou à certains patients et d'autres procédés, traitements ou mesures de sécurité peuvent être nécessaires.

Bien que des micro-organismes tels que *Pseudomonas aeruginosa*, mycobactéries, *Acinetobacter*, *Aeromonas* et *Aspergillus* sp. ne semblent pas constituer un risque sanitaire lié à la consommation d'eau pour la population générale, dont la plupart des patients dans les établissements de santé, ils peuvent constituer un risque pour des personnes gravement immunodéprimées, par exemple celles dont le nombre de neutrophiles est inférieur à 500 par microlitre (voir le document d'appui (*Heterotrophic plate counts and drinking-water safety*; Annexe 1). Certains de ces micro-organismes peuvent également provoquer des infections si l'eau de boisson est utilisée pour laver des brûlures ou des dispositifs médicaux tels que des endoscopes et des cathéters. L'eau utilisée pour de tels usages peut nécessiter un traitement supplémentaire, tel qu'une microfiltration ou une stérilisation, selon l'utilisation prévue.

Les établissements de santé peuvent comporter des environnements qui contribuent à la prolifération et à la dissémination de *Legionella* (voir section 11.1 et le document d'appui *Legionella and the prevention of legionellosis*; Annexe 1). Certains équipements, tels que les fraises ultra-rapides avec refroidissement à l'eau utilisées dans les cabinets dentaires, présentent un risque d'inhalation de gouttelettes et d'infection de blessures.

La dialyse rénale nécessite des volumes d'eau importants de qualité supérieure à celle de l'eau de boisson. L'eau utilisée pour la dialyse nécessite un traitement spécial pour minimiser la présence de micro-organismes, d'endotoxines, de toxines et de contaminants chimiques. Il existe des spécifications particulières concernant l'aluminium qui, dans le passé, a provoqué des encéphalopathies de dialyse (« démences des dialyses »). Les patients dialysés sont également sensibles aux chloramines ; ce risque doit être pris en compte quand la chloration est utilisée pour désinfecter les approvisionnements en eau de boisson, en particulier dans des régions où des patients sont dialysés à domicile.

Tous les établissements de santé devraient avoir des PGSSE spécifiques, intégrés dans leur programme de lutte contre les infections. Ces plans devraient traiter de thèmes tels que la qualité et les spécifications de traitement de l'eau, le nettoyage du matériel spécialisé et la lutte contre la croissance microbienne au niveau des réseaux de distribution d'eau et du matériel auxiliaire.

6.11 Eau de boisson sans risque sanitaire pour les voyageurs

Les sources les plus courantes d'exposition des voyageurs à des organismes qui provoquent des maladies sont l'ingestion d'eau de boisson contaminée et de nourriture lavée avec de l'eau contaminée. La diarrhée est le symptôme le plus courant de l'infection transmise par l'eau et affecte 20 à 50 % de l'ensemble des voyageurs, soit environ 10 millions de personnes par an. Des cas se produisent même parmi des personnes séjournant dans des lieux et des hôtels de standing. Dans certaines parties du monde, l'eau de conduite ou l'eau en bouteille produite dans de mauvaises conditions peut présenter des risques sanitaires, même si elle est limpide et incolore.

Aucun vaccin ne peut conférer une protection générale contre une diarrhée infectieuse, qui peut être provoquée par une multitude d'agents pathogènes différents. Il est important que les voyageurs soient conscients des risques sanitaires et prennent les mesures appropriées pour les minimiser. Des mesures préventives pour les personnes vivant ou voyageant dans des régions dans lesquelles la qualité de l'eau n'est pas sûre consistent notamment à :

- Boire uniquement de l'eau en bouteille ou d'autres boissons (boissons carbonatées, jus et lait pasteurisés) fournies dans des récipients et bouteilles/canettes à dispositif de fermeture anti-fraude par des fabricants connus (de préférence accrédités par les autorités responsables). Le personnel de l'hôtel ou les hôtes locaux sont souvent une bonne source d'informations pour savoir quelles marques locales sont sans risque sanitaire.
- Boire de l'eau qui a été traitée efficacement au point d'utilisation (par exemple, en la faisant bouillir, par filtration ou par désinfection chimique) et a été stockée dans des récipients propres.
- Boire des boissons chaudes, telles que du café ou du thé, qui ont été préparées avec de l'eau bouillie et conservées chaudes dans des récipients propres.
- Éviter de se brosser les dents avec une eau pouvant présenter un risque sanitaire.
- Ne pas utiliser de glace sauf si elle a été préparée à partir d'une eau sans risque sanitaire.
- Éviter de consommer des salades ou d'autres aliments non cuits qui peuvent avoir été lavés ou préparés avec une eau pouvant présenter un risque sanitaire.

L'eau peut être traitée en petites quantités par les voyageurs pour améliorer significativement sa sécurité sanitaire. De nombreux modes de traitement simples et des technologies commercialisées sont accessibles aux voyageurs pour désinfecter l'eau de boisson en vue d'une utilisation personnelle ou familiale. Les voyageurs devraient choisir un mode de traitement qui élimine ou inactive toutes les classes d'agents pathogènes. Les technologies devraient avoir été certifiées par un organisme crédible et les instructions du fabricant doivent être scrupuleusement suivies.

Porter l'eau à ébullition est la méthode la plus simple et la plus efficace pour tuer tous les agents pathogènes, même si l'eau est trouble et si l'altitude est élevée. Il est préférable de laisser refroidir l'eau chaude sans utiliser de glace. Si l'eau est trouble et doit être clarifiée pour des raisons esthétiques, cette opération doit avoir lieu avant de faire bouillir l'eau.

S'il n'est pas possible de faire bouillir l'eau, la désinfection chimique d'une eau limpide est une méthode efficace pour tuer les bactéries, la plupart des virus et certains protozoaires (mais pas, par exemple, les oocystes de *Cryptosporidium*). Certains composés à base de chlore ou d'iode sont largement utilisés par les voyageurs pour la désinfection de l'eau de boisson. Après chloration ou iodation, un filtre à charbon actif (charbon de bois) peut être utilisé pour éliminer le goût ou l'odeur indésirable de l'eau. L'utilisation de l'iode pendant une longue période n'est pas recommandée pour les nourrissons, les femmes enceintes, les personnes ayant des antécédents d'affection de la thyroïde et celles dont l'hypersensibilité à l'iode est connue à moins que le traitement ne comprenne un dispositif d'élimination efficace de l'iode (par exemple, le charbon actif) après désinfection. Les voyageurs qui ont l'intention d'utiliser des traitements quotidiens à l'iode pour l'eau consommée pendant plus de trois à quatre semaines devraient consulter préalablement un médecin et ne pas en utiliser des quantités excessives. L'argent est quelquefois proposé comme désinfectant, mais il n'est pas recommandé car son efficacité est incertaine et nécessite un contact pendant de longues périodes.

Les particules en suspension dans l'eau peuvent réduire l'efficacité des désinfectants et l'eau trouble devrait être clarifiée ou filtrée avant désinfection. Des produits chimiques qui associent clarification (coagulation et floculation pour éliminer les particules) et chloration sont disponibles.

Des dispositifs portables de filtration au point d'utilisation testés et classés quant à l'élimination des protozoaires et de certaines bactéries, tels que les filtres en céramique, à membrane (principalement par osmose inverse) et les filtres composés d'un bloc de charbon actif, sont également disponibles. Une taille de pore de 1 µm ou moins est recommandée pour garantir l'élimination des oocystes de *Cryptosporidium*. Il peut être nécessaire d'ajouter à ces filtres un pré-filtre destiné à éliminer les particules en suspension qui pourraient les colmater.

À moins de faire bouillir l'eau, il est recommandé d'utiliser un ensemble de techniques (par exemple, clarification et/ou filtration suivies d'une désinfection chimique). Cette association constitue un traitement multi-barrières qui non seulement tue les bactéries et les virus mais élimine aussi un nombre significatif de protozoaires.

Pour les personnes dont le système immunitaire est affaibli, les femmes enceintes et les nourrissons, des précautions supplémentaires sont recommandées afin de réduire le risque d'infection dû à une contamination de l'eau par *Cryptosporidium*, par exemple. Il est recommandé de faire bouillir l'eau et de la conserver dans un récipient protégé, bien que l'eau en bouteille ou minérale certifiée au niveau national ou international puisse également être acceptable.

Les méthodes de traitement décrites ici, à l'exception de la filtration sur charbon actif et de l'osmose inverse, ne vont généralement pas réduire les niveaux de la plupart des contaminants chimiques dans l'eau de boisson. Cependant, ces derniers ne constituent pas habituellement un risque sanitaire à court terme.

D'autres informations sur le traitement domestique de l'eau en vue d'éliminer les contaminants microbiens et chimiques de l'eau sont présentées dans les sections 7.3.2 et 8.4.4, respectivement. Le Tableau 6.1 présente une synthèse des méthodes de désinfection de l'eau de boisson qui peuvent être utilisées par les voyageurs.

Tableau 6.1 Méthodes de désinfection de l'eau de boisson utilisables par les voyageurs

Méthode	Recommandation	Ce qu'elle fait	Ce qu'elle ne fait pas
Ébullition	Faire bouillir l'eau à gros bouillons et laisser refroidir	Tue tous les agents pathogènes	N'élimine pas la turbidité N'introduit pas de désinfectant chimique résiduel, comme le chlore, assurant une protection contre les contaminations
Composés chlorés : 1. Hypochlorite inodore à usage domestique (hypochlorite de sodium) 2. Comprimé de dichloroisocyanurate de sodium 3. Hypochlorite de calcium	<ul style="list-style-type: none"> À température ambiante (température de l'eau de 25 °C), le temps de contact minimum devrait être de 30 min ; un temps de contact plus long est nécessaire si l'eau est plus froide—par exemple, doubler le temps quand la température de l'eau diminue de 10 °C par rapport à 25 °C et ainsi de suite pour chaque diminution de 10 °C Préparation selon les instructions De préférence, ajout à de l'eau claire ou après décantation ou clarification pour une meilleure efficacité Type et dosage habituel : <ol style="list-style-type: none"> Hypochlorite à usage domestique (5 %)—4 gouttes par litre Dichloroisocyanurate de sodium—1 comprimé (selon les instructions sur l'emballage) Hypochlorite de calcium (solution mère à 1 %)a—4 gouttes par litre 	<ul style="list-style-type: none"> Efficace pour éliminer la plupart des bactéries et des virus Temps de contact plus long nécessaire pour tuer les kystes de <i>Giardia</i>, en particulier dans l'eau froide 	<ul style="list-style-type: none"> N'est pas efficace contre <i>Cryptosporidium</i> ; n'est pas aussi efficace que l'iode quand l'eau est trouble
Comprimé ou sachet de flocculant-chlore	<ul style="list-style-type: none"> Dose selon les instructions sur l'emballage 	<ul style="list-style-type: none"> Efficace pour tuer ou éliminer la plupart des agents pathogènes transmis par l'eau (les coagulants-floculants éliminent partiellement <i>Cryptosporidium</i>) 	<ul style="list-style-type: none"> Après flocculation, laisser décanter dans un conteneur propre, de préférence à travers un filtre en tissu propre
Iode : 1. Teinture d'iode (solution à 2 %) 2. Iode (solution à 10 %) 3. Comprimé d'iode	<ul style="list-style-type: none"> 25 °C—contact minimum pendant 30 min ; temps de contact plus long pour une eau plus froide Préparer selon les instructions sur l'emballage Type et dosage habituel : 	<ul style="list-style-type: none"> Tue la plupart des agents pathogènes Un temps de contact plus long est nécessaire pour éliminer les kystes de <i>Giardia</i>, en particulier lorsque l'eau est froide 	<ul style="list-style-type: none"> N'est pas efficace contre <i>Cryptosporidium</i>

Méthode	Recommandation	Ce qu'elle fait	Ce qu'elle ne fait pas
4. Résine iodée (triiodure ou pentaïodure)	<ol style="list-style-type: none"> 1. Teinture d'iode (solution à 2 %)—5 gouttes par litre 2. Iode (solution à 10 %)—8 gouttes par litre 3. Comprimé d'iode —1 ou 2 comprimés par litre 4. Résine iodée (triiodure ou pentaïodure) — température ambiante selon les instructions et respecter la capacité prévue <ul style="list-style-type: none"> • <i>Attention</i> : N'est pas recommandé pour les femmes enceintes, pour les personnes ayant des problèmes de thyroïde ou pendant plus de quelques mois. Pour les femmes enceintes qui peuvent être plus sensibles, un filtre à charbon actif ou un autre procédé efficace pourrait être utilisé pour éliminer l'iode en excès après le traitement. 	<ul style="list-style-type: none"> • La filtration sur charbon actif après passage sur une résine iodée éliminera l'iode en excès dans l'eau ; remplacer régulièrement le filtre à charbon actif 	
<p>Dispositifs de filtration portables :</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Filtres en céramique 2. Filtres à charbon ; certains filtres à bloc de charbon élimineront <i>Cryptosporidium</i> – uniquement si leur capacité à éliminer les oocystes a été testée et certifiée 3. Dispositifs avec filtre à membrane (microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration et osmose inverse) 	<ul style="list-style-type: none"> • Vérifier la taille des pores et les efficacités notifiées par le fabricant pour différents agents pathogènes (virus, bactéries et protozoaires) et certifiées par un organisme de certification national ou international. La taille des pores des matériaux filtrants doit être de 1 µm (valeur absolue) ou moins. Remarque : l'eau doit être limpide pour éviter le colmatage du filtre. • La clarification de l'eau trouble par filtration ou par décantation est recommandée avant la désinfection au chlore ou à l'iode si l'eau n'est pas bouillie 	<ul style="list-style-type: none"> • Les filtres à pores de 1 µm ou moins élimineront <i>Giardia</i>, <i>Cryptosporidium</i> et d'autres protozoaires • Un dispositif d'osmose inverse agréé peut éliminer presque tous les agents pathogènes • Un désinfectant chimique tel que l'iode ou le chlore est incorporé dans certains filtres pour tuer les micro-organismes ; vérifier la notice du fabricant et la documentation fournie par un organisme de certification indépendant national ou international 	<ul style="list-style-type: none"> • La plupart des bactéries et des virus ne seront pas éliminés par des filtres dont les pores ont une taille supérieure à 1 µm • Les microfiltres peuvent ne pas éliminer les virus, en particulier dans les eaux limpides ; un traitement supplémentaire tel qu'une désinfection chimique ou l'ébullition/la pasteurisation peut être nécessaire pour réduire le nombre de virus • La plupart des filtres à bloc de charbon n'éliminent pas les agents pathogènes, sauf éventuellement des protozoaires, même si le charbon est imprégné d'argent, parce que la taille des pores est trop grande (> 1 µm)

^a Pour préparer une solution mère d'hypochlorite de calcium à 1 %, ajouter (à 1 litre d'eau) 28 g si la teneur en chlore est de 35 %, 15,4 g si la teneur en chlore est de 65 % ou 14,3 g si la teneur en chlore est de 70 %.

6.12 Aéronefs et aéroports

L'importance de l'eau comme véhicule potentiel de transmission de maladies infectieuses à bord d'aéronefs a été bien documentée. D'une manière générale, les plus grands risques microbiologiques sont liés à l'ingestion d'eau qui a été contaminée par des excréments humains et animaux. Si la source d'eau utilisée pour remplir les réservoirs de l'aéronef est contaminée et que des précautions adéquates ne sont pas prises, des maladies peuvent être transmises par l'eau de l'aéronef si elle est utilisée comme boisson ou pour se brosser les dents. Il est donc impératif que les aéroports se conforment au Règlement sanitaire international (2005) et disposent d'eau de boisson potable provenant d'une source approuvée par l'organisme régulateur compétent (OMS, 2005a). Les aéroports prennent habituellement des dispositions particulières pour la gestion de l'eau après son entrée dans l'aéroport.

La sécurité sanitaire d'une source d'eau potable n'est pas une garantie si cette eau est par la suite contaminée pendant le transfert, le stockage ou la distribution dans l'aéronef. Un PGSSE couvrant la gestion de l'eau au sein des aéroports, de sa réception jusqu'à son transfert dans l'aéronef (par exemple, par des véhicules d'approvisionnement en eau), complété par des mesures garantissant le maintien de la qualité de l'eau à bord de l'aéronef (par exemple, matériaux sans risque sanitaire et bonnes pratiques de conception, construction, exploitation et maintenance des systèmes de distribution de l'aéronef), fournit un cadre assurant la sécurité sanitaire de l'eau dans l'ensemble de la filière.

L'évaluation du système de distribution général de l'eau de l'aéroport/aéronef doit prendre en considération un ensemble de critères spécifiques, notamment :

- la qualité de l'eau de source et la nécessité d'un traitement supplémentaire ;
- la conception et la construction de réservoirs de stockage et de canalisations ;
- la conception et la construction de véhicules d'approvisionnement en eau ;
- l'utilisation de matériaux et d'installations agréés pouvant entrer en contact avec l'eau à tous les stades ;
- les techniques de chargement de l'eau ;
- tout système de traitement à bord de l'aéronef (par exemple, désinfection par le rayonnement ultraviolet) ;
- la maintenance des installations de plomberie à bord ;
- la prévention des connexions croisées, y compris la prévention des retours d'eau.

L'autorité aéroportuaire est responsable de la fourniture d'eau de boisson sans risque sanitaire, y compris du suivi opérationnel, jusqu'au transfert de l'eau à l'exploitant de l'aéronef. Le principal objet du suivi est de veiller à l'efficacité des processus de gestion - par exemple, s'assurer que la qualité de l'eau de la source n'est pas altérée, que toutes les parties du système, y compris les prises d'eau, les tuyaux souples et les véhicules d'approvisionnement en eau, sont propres et en bon état, que des dispositifs anti-retour sont en place et que tous les filtres sont propres. En outre, une désinfection et une purge du système de distribution devraient être effectuées après une opération de maintenance ou des réparations, et la qualité microbienne de l'eau devrait être vérifiée, de préférence avant la remise en service du système de distribution.

Le transfert de l'eau dans l'aéronef et son système de distribution d'eau de boisson peut également être une source de danger, même si l'eau était de bonne qualité jusqu'à l'embarquement. Il importe donc que le personnel concerné soit bien formé et comprenne les raisons des précautions à prendre et du soin nécessaire pour éviter les contaminations. Les précautions décrites dans les sections précédentes concernant le transfert de l'eau de boisson à partir d'un réseau canalisé ou de camions de ravitaillement sont essentielles, y compris le maintien de la propreté des véhicules et des points de transfert. Il existe un risque significatif de contamination du système par le carburant de l'avion et de petites quantités d'hydrocarbures de faible poids moléculaire suffisent à rendre l'eau inacceptable. En outre, le personnel chargé de l'approvisionnement en eau de boisson ne doit pas participer à des activités liées à l'entretien des toilettes de l'aéronef sans avoir pris préalablement toutes les précautions nécessaires (par exemple, lavage rigoureux des mains, changement des vêtements externes). Toutes ces exigences et procédures devraient être dûment consignées et intégrées dans le PGSSE relatif au système de transfert d'eau de l'aéroport et elles doivent être claires pour les

compagnies aériennes utilisant l'aéroport afin que celles-ci puissent pleinement jouer leur rôle de partie prenante clé.

Le PGSSE doit consacrer une part importante à la surveillance indépendante, car les circonstances et le matériel ou le personnel peuvent changer et l'affaiblissement des barrières ou l'introduction de nouveaux risques peuvent ne pas être constatés. Cette surveillance inclut l'examen initial et l'approbation du PGSSE, l'examen périodique et l'évaluation directe des critères et de l'application du PGSSE, en accordant une attention particulière aux codes de bonne pratique de l'industrie aéronautique, au document d'appui *Guide to hygiene and sanitation in aviation* (Annexe 1) et au règlement sanitaire de l'aéroport ou de la compagnie aérienne. Il importe également que la réponse à tout incident soit consignée et analysée et que les leçons qui en sont éventuellement tirées soient incorporées dans le PGSSE.

6.13 Navires

L'importance de l'eau comme véhicule de transmission de maladies infectieuses à bord de navires a été bien documentée. D'une manière générale, les plus grands risques microbiologiques sont liés à l'ingestion d'eau qui a été contaminée par des excréments humains et animaux. Cependant, une contamination chimique peut également se produire sur les navires suite au transfert d'eau en vrac contaminée sur le navire, en raison de connexions croisées sur le navire ou d'un traitement inapproprié à bord. Le document d'appui *Guide to ship sanitation* (Annexe 1) décrit les facteurs qui peuvent intervenir lors du traitement, du transfert, de la production, du stockage ou de la distribution de l'eau sur les navires et les caractéristiques spécifiques de l'organisation de l'approvisionnement ainsi que le cadre réglementaire. Pour cela, il est essentiel que l'ensemble du personnel chargé du réseau d'eau potable reçoive une formation appropriée.

L'organisation des réseaux d'approvisionnement en eau incluant les installations à terre et sur les navires diffère considérablement du transfert conventionnel d'eau au sol mais est similaire à celui des aéroports. L'autorité portuaire est tenue de fournir une eau potable sans risque sanitaire qui sera chargée à bord des navires. S'il craint que l'eau ne provienne d'une source dont la sécurité sanitaire n'est pas garantie, le capitaine du navire peut avoir à décider s'il faut effectuer un traitement supplémentaire (par exemple, une hyperchloration ou une filtration). Lorsqu'un traitement à bord ou avant l'embarquement est nécessaire, le traitement choisi devrait être le plus approprié à l'eau concernée et être celui dont la mise en œuvre et la maintenance sont les plus aisées pour les officiers et les membres d'équipage du navire.

L'approvisionnement en eau des navires se fait au moyen de tuyaux souples ou par l'intermédiaire de bateaux ou de barges. Le transfert du rivage au navire est une source potentielle de contamination microbienne ou chimique. Outre le transfert de l'eau du rivage au navire et le stockage en vrac à bord de celui-ci, le procédé de dessalement est appliqué dans de nombreux navires (voir section 6.4) pour produire leur propre eau de boisson.

Contrairement à une installation à terre, les installations de plomberie à bord des navires comprennent de nombreux réseaux de canalisation pour le transport de l'eau potable, de l'eau de mer, des eaux usées et du carburant dans un espace relativement confiné. Ces réseaux sont normalement étendus et complexes, ce qui rend difficile leur inspection, leur réparation et leur entretien. Un certain nombre de flambées liées à l'eau sur des navires ont été provoquées par la contamination de l'eau potable après son chargement à bord du navire, par exemple, par des eaux usées et de fond de cale lorsque les systèmes de stockage de l'eau n'ont pas été conçus et construits de manière appropriée. L'eau potable devrait être conservée dans un ou plusieurs réservoirs construits, situés et protégés de façon à éviter toute contamination. Les conduites d'eau potable devraient être protégées et disposées de façon à ne pas être submergées par l'eau de fond de cale ou ne pas traverser des réservoirs de stockage de liquides non potables. Il est important de concevoir le système de façon à prévenir une altération de la qualité de l'eau pendant la distribution en minimisant la présence de zones de stagnation et de tronçons morts et de prendre en compte le mouvement du bateau, qui augmente la probabilité de survenue de coups de bélier et de retours d'eau.

Une évaluation globale de l'opération d'approvisionnement en eau du navire devrait être effectuée ; la responsabilité finale de celle-ci incombe au capitaine du navire qui doit veiller à l'efficacité de tous les processus de gestion établis. Il importe également de veiller à ce que les membres d'équipage responsables de l'approvisionnement en eau de boisson soient correctement formés et suivent une formation de remise à niveau, le cas échéant. Lors de l'élaboration d'un PGSSE et pour s'assurer de pouvoir fournir une eau sans risque sanitaire, les points suivants doivent être pris en compte :

- La qualité de l'eau de source, si celle-ci a pour origine un approvisionnement situé à terre, ainsi que l'équipement et le procédé de transfert du rivage vers le navire ;
- le matériel et les procédés de dessalement, le cas échéant, en tenant compte des points évoqués dans la section 6.5 ;
- la conception et la construction des réservoirs de stockage et des canalisations, notamment l'utilisation de matériaux et de produits chimiques dont l'usage est agréé et d'un code de couleur clair pour les canalisations destinées à des usages différents ;
- la réduction du nombre de tronçons morts et de zones de stagnation, qui peut être gérée par une purge régulière ;
- les systèmes de filtration et autres systèmes de traitement à bord du navire, y compris la désinfection et le maintien d'une concentration résiduelle de désinfectant ;
- la prévention des connexions croisées et la présence de dispositifs fonctionnels de prévention des retours d'eau ;
- le maintien d'une pression appropriée dans le réseau ;
- la présence d'un désinfectant résiduel dans l'ensemble du réseau.

Le réseau doit être contrôlé régulièrement pour s'assurer de sa propreté et constater les réparations nécessaires ; des paramètres tels que le pH et la concentration résiduelle de désinfectant doivent être vérifiés quotidiennement. Dans la mesure du possible, des vérifications de la qualité microbiologique, telles que le nombre de bactéries hétérotrophes et les coliformes fécaux, réalisées ne fut-ce qu'au port, contribuent à assurer un approvisionnement continu en une eau sans risque sanitaire. Il faut également mettre en place des procédures permettant de garantir la sécurité sanitaire de l'eau après une opération de maintenance ou une réparation, notamment une désinfection spécifique du réseau ou de la zone affectée. Toute notification d'un problème, tel qu'une maladie ou une altération du goût ou de l'odeur, doit être immédiatement étudiée et des mesures correctives doivent être appliquées au réseau s'il s'avère être la source du problème. Dans des situations de confinement, telles qu'elles existent à bord de navires, la transmission de maladies infectieuses de personne à personne est un problème important. Une personne ayant travaillé dans les latrines et au niveau du système d'assainissement du navire ne devrait pas être affectée à un travail sur le réseau d'eau de boisson sans un lavage rigoureux des mains et un changement de vêtements externes.

La surveillance par une entité indépendante est souhaitable pour garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson sur les navires. Cela implique un audit périodique et une évaluation directe ainsi que l'examen et l'approbation du PGSSE. Une attention particulière doit être apportée aux codes des pratiques du secteur de la navigation maritime, au document d'appui *Guide to ship sanitation* (Annexe 1), au règlement sanitaire portuaire et au règlement de navigation maritime. La surveillance par une entité indépendante doit également garantir que tout incident spécifique qui affecte ou peut avoir affecté la qualité de l'eau a été correctement étudié et que les leçons qui peuvent en être tirées sont incorporées dans le PGSSE.

6.14 Eau de boisson conditionnée

L'eau en bouteille et en conteneurs est aisément disponible à la fois dans les pays industrialisés et dans les pays en développement. Les consommateurs achètent de l'eau de boisson conditionnée pour son goût, pour des raisons pratiques ou par effet de mode, mais la sécurité sanitaire et les avantages potentiels pour la santé sont également des considérations importantes.

L'eau destinée à la consommation est conditionnée dans divers conteneurs, notamment des canettes, boîtes stratifiées et sacs en plastique, mais elle est le plus souvent fournie dans des bouteilles en verre ou en

plastique. L'eau en bouteille est proposée en volumes variés, allant de la portion individuelle à de grandes bonbonnes contenant jusqu'à 80 litres. Le contrôle de la qualité des matériaux, des conteneurs et des dispositifs de fermeture pour l'eau en bouteille est un sujet de préoccupation particulier. L'ozone est quelquefois utilisé pour la désinfection finale avant l'embouteillage car il n'affecte pas le goût de l'eau. Si l'eau contient naturellement du brome et, si des précautions ne sont pas prises, il peut y avoir formation de bromates.

Les présentes Directives peuvent servir de base à des normes pour toutes les eaux conditionnées. Comme pour d'autres sources de boisson, la sécurité sanitaire peut être assurée en associant sa gestion à des normes de qualité relatives au produit final et à des analyses ; cet objectif peut plus aisément être atteint parce que les lots peuvent être conservés jusqu'à ce que les résultats des analyses soient disponibles. Le cadre réglementaire international de l'eau conditionnée est fourni par la Commission du Codex Alimentarius de l'Organisation mondiale de la Santé et de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture.

La Commission du Codex Alimentarius a élaboré une norme (*Standard for natural mineral waters*) qui décrit le produit et ses facteurs de composition et de qualité, notamment les traitements prescrits, les concentrations limites de certains produits chimiques, l'hygiène, le conditionnement et le marquage ; la Commission y a joint un code de bonne pratique. Elle a également élaboré une norme (*Standard for bottled/packaged waters*) concernant l'eau de boisson conditionnée autre que les eaux minérales naturelles. Les deux normes du Codex concernées font directement référence aux présentes Directives ; les normes du Codex relatives aux eaux en bouteille/autre conditionnement correspondent exactement aux valeurs guides définies dans les présentes Directives. Selon la norme *Standard for natural mineral waters* du Codex et le code de bonne pratique associé, les eaux minérales naturelles doivent répondre à des exigences strictes, notamment la collecte et la mise en bouteille sans autre traitement d'une eau de source naturelle (source ou puits). En revanche, la norme *Standard for bottled/packaged waters* du Codex relative à l'eau conditionnée traite également des eaux d'autres origines, en plus de sources et de puits, et du traitement destiné à améliorer leur sécurité sanitaire et leur qualité. Les distinctions entre ces normes sont particulièrement importantes dans des régions où les eaux minérales naturelles ont une longue histoire culturelle. Pour plus d'informations sur la norme *Standard for natural mineral waters* du Codex et le code de bonne pratique associé et sur la norme *Standard for bottled/packaged waters* du Codex, les lecteurs peuvent consulter le site du Codex (<http://www.codexalimentarius.net/>).

Le *Code of practice for collecting, processing and marketing of natural mineral waters* élaboré par la Commission du Codex Alimentarius propose des orientations sur un ensemble de bonnes pratiques de fabrication ainsi qu'un PGSSE type appliqué à l'eau de boisson conditionnée.

Quelques consommateurs attribuent à certaines eaux minérales naturelles des propriétés médicinales ou d'autres bénéfices sanitaires. Certaines de ces eaux ont une teneur en sels minéraux plus élevée, quelquefois significativement plus élevée que les concentrations normalement acceptées pour l'eau de boisson. Leur utilisation a souvent une longue tradition et elles sont souvent acceptées parce qu'elles sont considérées comme des aliments plutôt que des eaux de boisson en tant que telles. Bien que certaines eaux minérales puissent être utiles pour fournir des micronutriments essentiels, tels que le calcium et le magnésium, les présentes Directives ne font pas de recommandations concernant des concentrations minimales d'éléments essentiels en raison des incertitudes relatives à l'apport minéral de l'eau de boisson. Des eaux conditionnées ayant une teneur en sels minéraux très faible, telles que l'eau distillée ou déminéralisée, sont également consommées. On ne dispose pas d'informations scientifiques suffisantes sur les bénéfices et les dangers liés à une consommation sur une longue période d'eaux très faiblement minéralisées pour pouvoir fixer des recommandations (OMS, 2005b; voir également le document d'appui *Calcium and magnesium in drinking-water*; Annexe 1).

La glace ajoutée aux boissons est une autre forme d'eau conditionnée ; elle peut également être mise en contact avec des aliments consommés sans être cuits. La glace ainsi préparée et vendue doit être traitée de la même manière que l'eau conditionnée destinée à la boisson.

6.15 Production et transformation des aliments

La qualité de l'eau telle que définie par les Directives convient à toutes les utilisations normales dans l'industrie alimentaire. Certaines transformations nécessitent une qualité d'eau spéciale afin de garantir les caractéristiques désirées du produit et les Directives ne garantissent pas nécessairement la conformité à ces exigences.

Une eau de boisson de mauvaise qualité peut avoir des conséquences graves sur la transformation des aliments et potentiellement sur la santé publique. Les conséquences de l'utilisation d'une eau ne présentant pas la qualité requise pour la transformation alimentaire dépendent de la façon dont l'eau est utilisée et de la transformation ultérieure de matières potentiellement contaminées. Les variations de la qualité de l'eau tolérables occasionnellement dans l'approvisionnement en eau de boisson peuvent être inacceptables pour certaines utilisations dans l'industrie alimentaire. Ces variations peuvent avoir un impact financier significatif sur la production d'aliments (par exemple, par le rappel des produits).

Les diverses utilisations de l'eau dans la production et la transformation des aliments sont soumises à différentes exigences de qualité de l'eau. En effet, l'eau peut être utilisée pour l'irrigation ou pour l'abreuvement du bétail ; en tant qu'ingrédient ou moyen de « rafraîchissement » des aliments, par exemple, la vaporisation des légumes utilisés en salade dans les magasins ; et dans des situations où le contact de l'eau et des aliments devrait être minimal (cuisson, refroidissement, lavage).

Pour réduire la contamination microbienne, des traitements spécifiques (par exemple, la chaleur) capables d'éliminer un ensemble d'organismes pathogènes présentant un risque sanitaire peuvent être utilisés dans la transformation des aliments. L'effet de ces traitements devrait être pris en compte dans l'évaluation des impacts de la dégradation de la qualité de l'eau de boisson sur une installation de production et de transformation alimentaire. Par exemple, l'eau qui est utilisée pour les aliments en conserve sera habituellement chauffée à une température au moins équivalente à la pasteurisation.

Les informations sur la détérioration de la qualité microbienne ou chimique d'un approvisionnement en eau de boisson devraient être promptement communiquées aux responsables des installations de production d'aliments ou de boissons.

Pour plus d'informations sur la désinfection de l'eau de boisson utilisée dans la production et la transformation des aliments, voir FAO/OMS (2009).

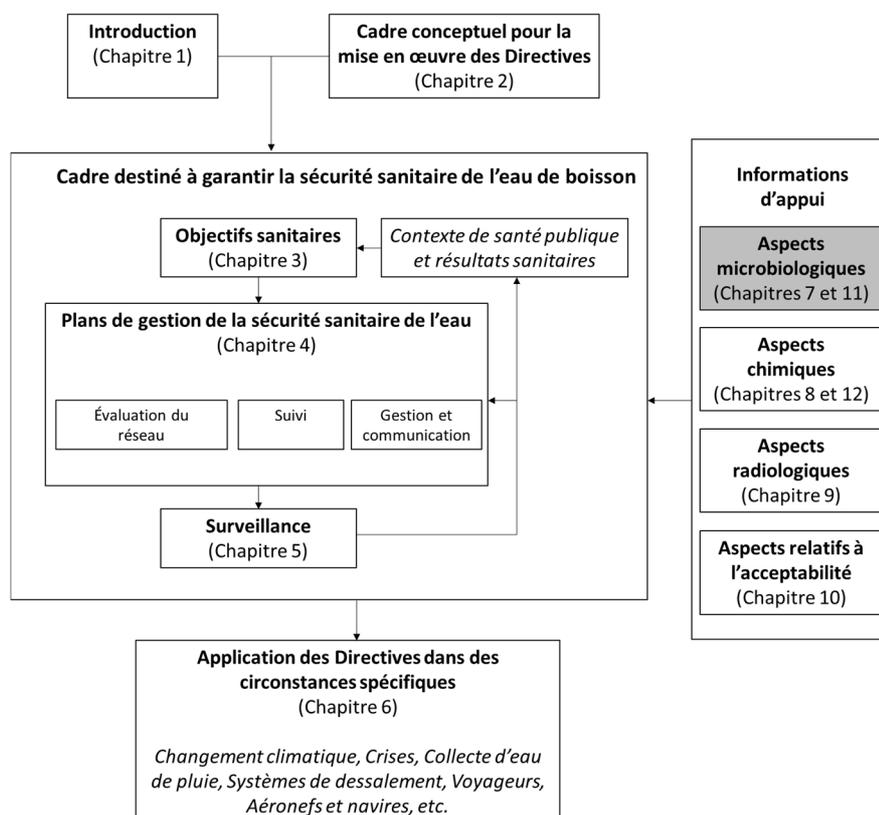
7. Aspects microbiologiques

Le plus grand risque sanitaire lié à la présence de micro-organismes dans l'eau résulte de la consommation d'eau de boisson contaminée par des excréments humains ou animaux bien que d'autres sources et voies d'exposition significatives aient pu être identifiées.

Des flambées de maladies liées à l'eau ont été associées à un traitement inapproprié des approvisionnements en eau et une gestion insatisfaisante de la distribution de l'eau de boisson. Par exemple, en ce qui concerne les réseaux de distribution, de telles flambées ont été mises en relation avec des connexions croisées, une contamination pendant le stockage, une faible pression d'eau et un approvisionnement intermittent. Les flambées liées à l'eau peuvent être évitées si un cadre de gestion intégrée du risque fondée sur une approche multi-barrières du captage au consommateur est appliqué. La mise en œuvre d'une gestion intégrée du risque pour maintenir l'absence de contamination dans les réseaux de distribution inclut la protection des sources d'eau, le choix et l'application appropriés des procédés de traitement de l'eau de boisson et la bonne gestion des risques dans les réseaux de distribution (pour plus d'informations, voir le document d'appui *Water safety in distribution systems* ; Annexe 1).

Le présent chapitre est axé sur des organismes pour lesquels des données factuelles, provenant d'études de flambées ou d'études prospectives en dehors de situations épidémiques, prouvent que des maladies peuvent résulter de l'ingestion d'eau de boisson, de l'inhalation de gouttelettes d'eau ou du contact cutané avec l'eau de boisson ; la prévention et la lutte contre ces maladies sont également traitées. Dans les présentes Directives, ces voies d'exposition sont considérées comme étant en relation directe avec l'eau.

Le Chapitre 11 (Fiches techniques microbiologiques) fournit des informations détaillées supplémentaires sur les différents agents pathogènes transmis par l'eau ainsi que sur les micro-organismes indicateurs.



7.1 Dangers microbiens associés à l'eau de boisson

Les maladies infectieuses provoquées par des bactéries pathogènes, des virus et des parasites (par exemple, protozoaires et helminthes) représentent le risque sanitaire associé à l'eau de boisson le plus courant et le plus répandu. La charge de morbidité dépend de la sévérité et de l'incidence des maladies associées aux agents pathogènes, de leur infectiosité et de la population exposée. L'issue des maladies peut être beaucoup plus grave dans des sous-populations vulnérables.

Une défaillance dans la sécurité de l'approvisionnement en eau (source, traitement et distribution) peut entraîner une contamination à grande échelle et, potentiellement, des flambées de maladies détectables. Dans certains cas, une contamination de faible ampleur susceptible de se répéter peut entraîner une maladie sporadique d'importance significative et, cependant, la veille sanitaire n'en attribuera vraisemblablement pas la cause à une contamination de l'eau de boisson.

Les maladies infectieuses provoquées par des bactéries pathogènes, des virus, des protozoaires et des helminthes représentent le risque sanitaire associé à l'eau de boisson le plus courant et le plus répandu.

Les agents pathogènes transmis par l'eau ont plusieurs propriétés qui les distinguent d'autres contaminants de l'eau de boisson :

- Les agents pathogènes peuvent provoquer des effets sanitaires graves et également chroniques.
- Certains agents pathogènes peuvent se développer dans l'environnement
- Les agents pathogènes apparaissent de manière intermittente.
- Les agents pathogènes sont souvent agrégés ou adhèrent à des particules en suspension dans l'eau ; de plus, les concentrations d'agents pathogènes varient avec le temps de sorte que la probabilité d'être en contact avec une dose infectieuse ne peut pas être prédite à partir d'une concentration moyenne dans l'eau.
- L'exposition à un agent pathogène entraînant une maladie dépend de la dose, du pouvoir invasif et de la virulence de l'agent pathogène ainsi que de l'état immunitaire de l'individu.
- Lorsque l'infection est déclenchée, les agents pathogènes se multiplient dans leur hôte.
- Certains agents pathogènes transmis par l'eau peuvent également se multiplier dans la nourriture, les boissons ou les réseaux d'eau chaude, perpétuant ou même accroissant la probabilité d'une infection.
- Contrairement à de nombreux agents chimiques, les agents pathogènes n'entraînent pas d'effet cumulatif.

L'évaluation quantitative des risques microbiens (QMRA), c'est-à-dire un cadre mathématique permettant d'évaluer les risques infectieux dus aux agents pathogènes pour l'homme, peut aider à comprendre et à gérer les dangers microbiens liés à l'eau, en particulier ceux qui sont associés à des maladies sporadiques.

7.1.1 Infections transmises par l'eau

Les agents pathogènes qui peuvent être transmis par l'eau de boisson contaminée présentent des caractéristiques, comportements et résistances très divers. Dans le Tableau 7.1 figurent des informations générales sur les agents pathogènes utiles pour la gestion des approvisionnements en eau de boisson. La transmission par l'eau des agents pathogènes indiqués dans le tableau a été confirmée par des études épidémiologiques et des études de cas. Pour établir la preuve de la pathogénicité, la maladie doit notamment être reproduite dans des hôtes appropriés. Les études expérimentales dans lesquelles des volontaires sains adultes sont exposés à un nombre connu d'agents pathogènes fournissent des informations, mais ces données sont applicables uniquement à une partie de la population exposée ; l'extrapolation à des sous-populations plus vulnérables est un sujet qui reste à étudier avec plus de précision. Le Tableau 7.2 présente des informations sur les organismes susceptibles d'être à l'origine de maladies liées à l'eau mais en l'absence de preuve ou de données factuelles concluantes. La gamme d'agents pathogènes peut évoluer suite à des

modifications survenant chez l'hôte, chez le pathogène ou dans l'environnement, telles que des fluctuations de populations humaines et animales, une réutilisation des eaux usées, des changements de style de vie et des interventions médicales, des mouvements de population et des voyages, des pressions sélectives entraînant l'émergence de nouveaux agents pathogènes et de mutants ou des recombinaisons entre agents pathogènes existants. L'immunité des individus varie également considérablement, qu'elle soit acquise par contact avec un agent pathogène ou influencée par des facteurs tels que l'âge, le sexe, l'état de santé et les conditions de vie.

Tableau 7.1 Agents pathogènes transmis par l'eau de boisson^a

Agent pathogène	Type		Importance sanitaire ^c	Persistance dans les approvisionnements en eau ^d		Résistance au chlore ^e	Infectiosité relative ^f	Source animale importante
	espèce/groupe ^b	genre/		se	à			
Bactéries								
<i>Burkholderia</i>	<i>B. pseudomallei</i>		Élevée	Peut multiplier	se	Faible	Faible	Non
<i>Campylobacter</i>	<i>C. coli</i>		Élevée	Modérée		Faible	Modérée	Oui
	<i>C. jejuni</i>							
<i>Escherichia coli</i> - diarrhéogène ^g			Élevée	Modérée		Faible	Faible	Oui
<i>E. coli</i> – <i>E. coli</i> O157 entérohémorragique			Élevée	Modérée		Faible	Élevée	Oui
<i>Francisella</i>	<i>F. tularensis</i>		Élevée	Longue		Modérée	Élevée	Oui
<i>Legionella</i>	<i>L. pneumophila</i>		Élevée	Peut multiplier	se	Faible	Modérée	Non
Mycobactéries (non-tuberculeuses)	Complexe <i>Mycobacterium avium</i>		Faible	Peut multiplier	se	Élevée	Faible	Non
<i>Salmonella typhi</i>			Élevée	Modérée		Faible	Faible	Non
Autres salmonelles	<i>S. enterica</i> <i>S. bongori</i>		Élevée	Peut multiplier	se	Faible	Faible	Oui
<i>Shigella</i>	<i>S. dysenteriae</i>		Élevée	Courte		Faible	Élevée	Non
<i>Vibrio</i>	<i>Vibrio cholerae</i> O1 et O139		Élevée	Courte longue ^h	à	Faible	Faible	Non

Agent pathogène	Type		Importance sanitaire ^c	Persistance dans les approvisionnements en eau ^d		Résistance au chlore ^e	Infectiosité relative ^f	Source animale importante
	espèce/groupe ^b	genre/						
Virus								
Adenoviridae	Adénovirus		Modérée	Longue		Modérée	Élevée	Non
Astroviridae	Astrovirus		Modérée	Longue		Modérée	Élevée	Non
Caliciviridae	Norovirus, Sapovirus		Élevée	Longue		Modérée	Élevée	Potentielle ment
Hepeviridae	Virus de l'hépatite E		Élevée	Longue		Modérée	Élevée	Potentielle ment
Picornaviridae	Enterovirus, Paréchovirus, Virus de l'hépatite A		Élevée	Longue		Modérée	Élevée	Potentielle ment
Reoviridae	Rotavirus		Élevée	Longue		Modérée	Élevée	Non
Protozoaires								
<i>Acanthamoeba</i>	<i>A. culbertsoni</i>		Élevée	Peut se multiplier		Élevée	Élevée	Non
<i>Cryptosporidium</i>	<i>C. hominis/parvum</i>		Élevée	Longue		Élevée	Élevée	Oui
<i>Cyclospora</i>	<i>C. cayetanensis</i>		Élevée	Longue		Élevée	Élevée	Non
<i>Entamoeba</i>	<i>E. histolytica</i>		Élevée	Modérée		Élevée	Élevée	Non
<i>Giardia</i>	<i>G. intestinalis</i>		Élevée	Modérée		Élevée	Élevée	Oui
<i>Naegleria</i>	<i>N. fowleri</i>		Élevée	Peut se multiplier		Faible	Modérée	Non
Helminthes								
<i>Dracunculus</i>	<i>D. medinensis</i>		Élevée	Modérée		Modérée	Élevée	Non

^a Dans ce tableau figurent des agents pathogènes dont l'importance sanitaire dans les approvisionnements en eau de boisson est confortée par un certain nombre de données. On trouvera plus d'informations sur ces agents pathogènes ainsi que d'autres agents dans le Chapitre 11.

^b Les espèces types indiquées (par exemple, *L. pneumophila*) sont celles qui sont le plus souvent liées à une transmission par l'eau mais d'autres espèces peuvent également être à l'origine de maladies.

^c L'importance sanitaire se rapporte à l'incidence et à la gravité de la maladie, y compris son lien avec des flambées.

^d Période de détection pour le stade infectieux dans l'eau à 20 °C : courte, jusqu'à 1 semaine ; modérée, 1 semaine à 1 mois ; longue, plus de 1 mois.

^e Au sein des espèces et groupes pathogènes, il peut y avoir des variations de résistance susceptibles d'être impactées en outre par les caractéristiques de l'approvisionnement en eau et les conditions d'exploitation. La résistance se réfère à une inactivation de 99 % à 20° C où, en général, « faible » représente un Ct₉₉ de < 1 min.mg/l, « modérée » 1 à 30 min.mg/l et « élevée » > 30 min.mg/l (C = concentration de chlore libre en mg/l)

et t = temps de contact en minutes) dans les conditions suivantes : l'organisme, au stade infectieux, est libre en suspension dans l'eau traitée aux doses et temps de contact conventionnels et à un pH compris entre 7 et 8. On notera que les organismes qui survivent et se développent dans des biofilms, tels que *Legionella* et les mycobactéries, sont protégés contre la chloration.

^f À partir d'essais sur des volontaires humains, de données épidémiologiques et d'études expérimentales sur des animaux. Élevée signifie que des doses de 1 à 10² organismes ou particules peuvent être infectieuses, modérée 10² à 10⁴ et faible > 10⁴.

^g Inclut les agents entéro-pathogènes, entéro-toxigènes, entéro-invasifs, à adhérence diffuse et entéro-hémorragiques.

^h *Vibrio cholerae* peut persister pendant de longues périodes en association avec des copépodes et autres organismes aquatiques.

Tableau 7.2 Micro-organismes pour lesquels la possibilité de transmission par l'eau de boisson a été évoquée mais en l'absence de preuve ou de données factuelles concluantes^a

Micro-organisme	Espèce/genre/ groupe ^b	Preuve de transmission par l'eau (ou caractéristiques épidémiologiques)	de (ou Présence dans les approvisionnements en eau	Résistance au chlore ^c
Bactéries				
<i>Acinetobacter</i>	Complexe <i>A.calcoaceticus</i> <i>baumannii</i>	Cas possible dans les établissements de santé (non gastro-intestinal)	Courant et peut se multiplier	Faible
<i>Aeromonas</i>	<i>A.hydrophila</i>	Les isolats cliniques ne concordent pas avec les isolats obtenus dans l'environnement	Courant et peut se multiplier	Faible
<i>Enterobacter</i>	<i>E.sakazakii</i>	Infection associée à des formulations pour nourrissons ; pas de preuve de transmission par l'eau	Peu vraisemblable	Faible
<i>Helicobacter</i>	<i>H.pylori</i>	Suggestion mais sans preuve directe ; la principale voie est la transmission familiale	Détecté, survit pendant un temps limité	Faible
<i>Klebsiella</i>	<i>K.pneumoniae</i>	Cas possible dans les établissements de santé (non gastro-intestinal)	Peut se multiplier	Faible
<i>Leptospira</i>	<i>L.interrogans</i>	Pas de preuve de transmission par l'eau de boisson. Principalement propagé par contact avec des eaux de surface contaminées ; flambées associées à des inondations	Peut survivre pendant des mois dans l'eau	Faible
<i>Pseudomonas</i>	<i>P.aeruginosa</i>	Cas possible dans les établissements de santé (non gastro-intestinal)	Courant et peut se multiplier	Modérée

Micro-organisme	Espèce/genre/ groupe ^b	Preuve de transmission par l'eau (ou caractéristiques épidémiologiques)	de par (ou	Présence dans les approvisionnements en eau	Résistance au chlore ^c
<i>Staphylococcus</i>	<i>S.aureus</i>	Pas de preuve de transmission par l'eau de boisson ; les mains sont la source la plus importante		Courant et peut se multiplier	Modérée
<i>Tsukamurella</i>	<i>T.paurometabola</i>	Cas possible dans les établissements de santé (non gastro-intestinal)		Courant et peut se multiplier	Inconnue
<i>Yersinia</i>	<i>Y.enterocolitica</i>	Espèce probablement non pathogène détectée dans l'eau ; la nourriture est la source principale		Courant et peut se multiplier	Faible
Virus					
Filoviridae	Virus Ebola	Pas de preuve de transmission par l'eau de boisson		Peu vraisemblable	Faible
Orthomyxoviridae	Virus de la grippe	Pas de preuve de transmission par l'eau		Peu vraisemblable	Faible
Coronaviridae	Coronavirus du syndrome respiratoire aigu sévère (SRAS)	Certaines preuves de transmission par inhalation de gouttelettes		Peu vraisemblable	Inconnue
Picornaviridae/Kobuvirus	Aichivirus	Présent dans les déchets fécaux, les eaux usées et quelquefois dans l'eau de boisson contaminée		Vraisemblablement présent dans les eaux contaminées par des matières fécales	Modérée
Protozoaires					
<i>Balantidium</i>	<i>B.coli</i>	Une flambée signalée en 1971		Détecté	Élevée
<i>Blastocystis</i>	<i>B.hominis</i>	Plausible mais preuves limitées		Inconnue, persistance ^d vraisemblable	Élevée
<i>Isospora</i>	<i>I.belli</i>	Plausible mais pas de preuve		Inconnue	Élevée
Microsporidies		Plausible mais preuves limitées ; infections principalement chez des personnes ayant le sida		Détecté, persistance vraisemblable	Modérée
<i>Toxoplasma</i>	<i>T.gondii</i>	Une flambée signalée en 1995		Longue durée	Élevée

Micro-organisme	Espèce/genre/ groupe ^b	Preuve de transmission par l'eau (ou caractéristiques épidémiologiques)	de par (ou	Présence dans les approvisionnements en eau	Résistance au chlore ^c
Helminthes					
<i>Fasciola</i>	<i>F. hepatica</i> <i>F. gigantica</i>	Plausible, détecté dans l'eau de régions hyper-endémiques		Détecté	Élevée
Nématodes libres (autres que <i>Dracunculus medinensis</i>)		Plausible, mais transmission principalement associée à la nourriture ou au sol		Détecté et peut se multiplier	Élevée
<i>Schistosoma</i>	<i>S.mansoni</i> <i>S.japonicum</i> <i>S.mekongi</i> <i>S.intercalatum</i> <i>S.haematobium</i>	Pas de preuve de transmission par l'eau de boisson. Principalement propagé par contact avec des eaux de surface contaminées dans des communautés ne disposant pas d'accès approprié à une eau de boisson sans risque sanitaire		Le cycle biologique fait intervenir des gastéropodes et autres animaux hôtes ; peut être libéré dans l'eau après reproduction dans des gastéropodes d'eaux douces	Modérée

^a On trouvera plus d'informations sur ces agents pathogènes ainsi que d'autres dans le Chapitre 11.

^b Les espèces types indiquées (par exemple, *H. pylori*) sont celles qui sont le plus souvent liées à une transmission par l'eau mais d'autres espèces peuvent également être à l'origine de maladies.

^c La résistance se réfère à une inactivation de 99 % à 20° C où, en général, « faible » représente un Ct₉₉ de < 1 min.mg/l, « modérée » 1 à 30 min.mg/l et « élevée » > 30 min.mg/l (C = concentration de chlore libre en mg/l et t = temps de contact en minutes) dans les conditions suivantes : l'organisme, au stade infectieux, est libre en suspension dans l'eau traitée aux doses et temps de contact conventionnels et à un pH compris entre 7 et 8. On notera que les organismes qui survivent et se développent dans des biofilms, tels que *Pseudomonas aeruginosa*, sont protégés contre la chloration

^d Persistance signifie une survie de 1 mois ou plus.

Pour les agents pathogènes transmis par voie fécale-orale, l'eau de boisson est le seul véhicule de transmission. La contamination de la nourriture, des mains, des ustensiles et des vêtements peut également jouer un rôle, en particulier lorsque l'assainissement et l'hygiène domestiques sont médiocres. Des améliorations de la qualité et de la disponibilité de l'eau, de l'élimination des excréments et de l'hygiène générale sont toutes importantes pour réduire la transmission fécale-orale d'une maladie.

La sécurité microbiologique de l'eau de boisson n'est pas uniquement liée aux contaminations fécales. Certains organismes se développent dans les systèmes de distribution canalisés (par exemple, *Legionella*), tandis que d'autres sont présents dans les eaux de source (par exemple, la filaire de Médine [*Dracunculus medinensis*]) et peuvent provoquer des flambées ou des cas individuels. D'autres micro-organismes (par exemple, des cyanobactéries toxiques) nécessitent des stratégies de prise en charge spécifiques, présentées ailleurs dans les présentes Directives (voir section 11.5).

Bien que la consommation d'eau de boisson contaminée représente le plus grand risque, d'autres voies de transmission peuvent également entraîner des maladies, certains agents pathogènes (par exemple, adénovirus) étant transmis par des voies multiples (Figure 7.1). Certaines maladies graves résultent de

l'inhalation de gouttelettes d'eau (aérosols) dans lesquelles les organismes incriminés se sont multipliés en raison de la température élevée de l'eau et de la présence de nutriments. Il s'agit notamment de la légionellose, due à *Legionella* spp., et des maladies provoquées par les amibes *Naegleria fowleri* (méningo-encéphalite amibienne primitive) et *Acanthamoeba* spp. (méningite amibienne, infections pulmonaires).

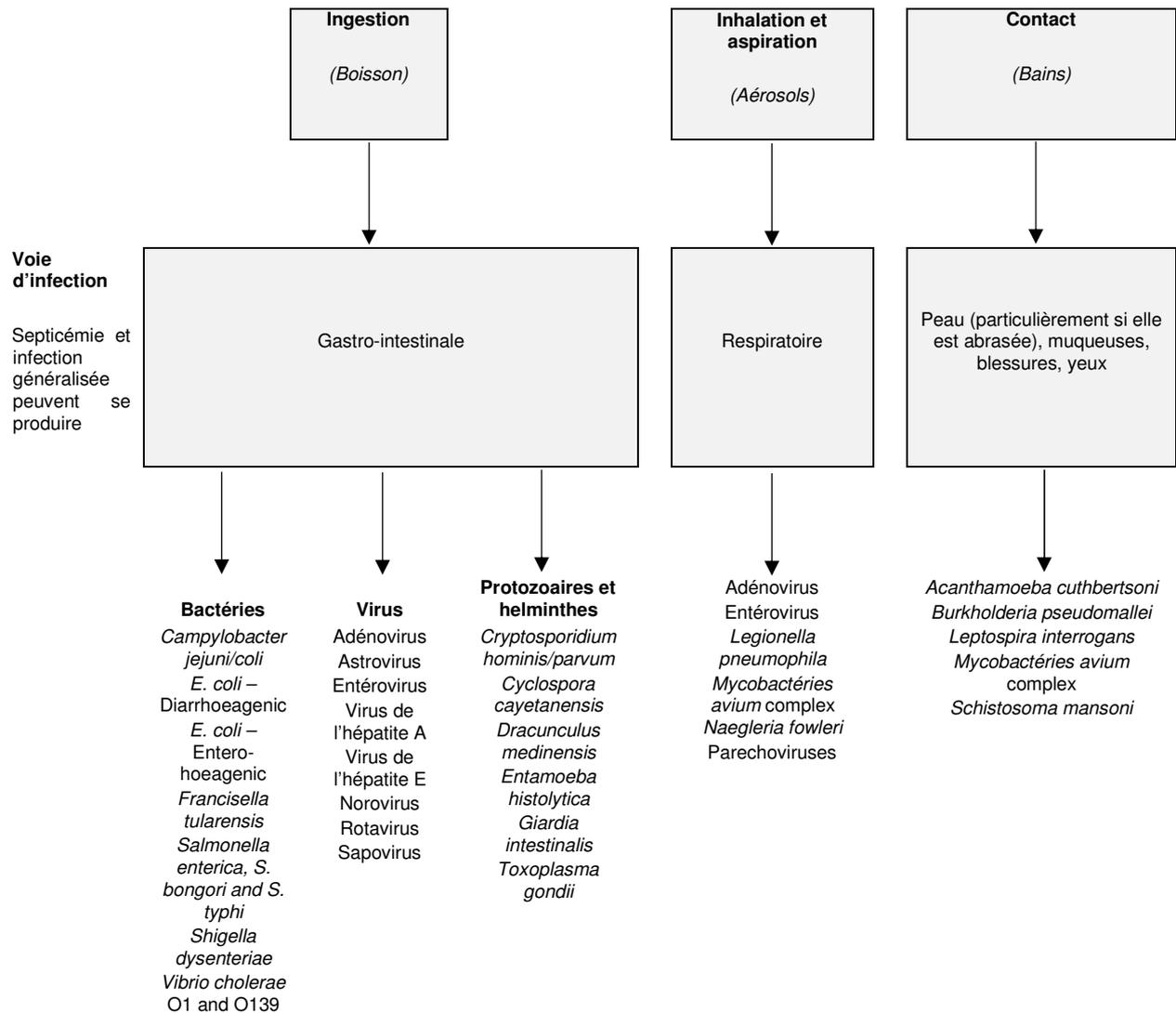


Figure 7.1 Voies de transmission et exemples d'agents pathogènes en lien avec l'eau

La schistosomiase (bilharziose) est une maladie parasitaire majeure des régions tropicales et subtropicales transmise par pénétration à travers la peau de larves (cercaires) libérées par des escargots aquatiques infectés. La schistosomiase se propage principalement par contact avec l'eau. L'accès aisé à une eau de boisson salubre contribue à la prévention de la maladie en réduisant le contact avec des sources d'eau contaminées – par exemple, lorsque des personnes vont chercher de l'eau pour la transporter au domicile, ou lorsqu'elles l'utilisent pour se laver ou pour faire la lessive.

Il est concevable que de l'eau de boisson insalubre contaminée par le sol ou des excréments puisse servir de véhicule à d'autres parasites infectieux, tels que *Balantidium coli* (balantidiose) et certains helminthes (espèces de *Fasciola*, *Fasciolopsis*, *Echinococcus*, *Spirometra*, *Ascaris*, *Trichuris*, *Toxocara*, *Necator*, *Ancylostoma*, *Strongyloides* et *Taenia solium*). Cependant, pour la plupart de ceux-ci, le mode de transmission est l'ingestion des œufs présents dans la nourriture ou le sol contaminés par des excréments (dans le cas de *Taenia solium*, l'ingestion de larves au stade de cysticerques dans du porc non cuit) plutôt que l'ingestion d'eau de boisson contaminée.

D'autres agents pathogènes qui peuvent être naturellement présents dans l'environnement peuvent être à l'origine de maladies dans des sous-populations vulnérables : les personnes âgées ou très jeunes, des patients souffrant de brûlures ou de blessures graves, des individus subissant des traitements immunosuppresseurs ou atteints du syndrome d'immunodéficience acquise (Sida). Si l'eau utilisée par ces personnes pour boire ou se laver contient un nombre suffisant de ces organismes, ceux-ci peuvent provoquer diverses infections de la peau et des muqueuses, des yeux, des oreilles, du nez et de la gorge. De tels agents sont, par exemple, *Pseudomonas aeruginosa* et des espèces de *Flavobacterium*, *Acinetobacter*, *Klebsiella*, *Serratia*, *Aeromonas* et certaines mycobactéries « à croissance lente » (non tuberculeuses) (voir le document d'appui *Pathogenic mycobacteria in water* ; Annexe 1). Certains de ces organismes sont repris dans la liste du Tableau 7.2 (et décrits plus en détail au Chapitre 11).

La plupart des agents pathogènes pour l'homme, indiqués dans le Tableau 7.1 (qui sont également décrits plus en détail au Chapitre 11) sont répandus dans le monde entier ; toutefois, certains, notamment ceux qui provoquent des flambées de choléra ou de filariose, sont spécifiques à certaines régions. L'éradication de *Dracunculus medinensis* est un objectif fixé par l'Assemblée mondiale de la Santé (1991).

Il est vraisemblable que des agents pathogènes non indiqués dans le Tableau 7.1 soient également transmis par l'eau. En effet, le nombre d'agents pathogènes connus pour être transmis par l'eau ne cesse d'augmenter à mesure que des agents pathogènes nouveaux ou précédemment non reconnus sont découverts (OMS, 2003).

7.1.2 Thèmes émergents

Un certain nombre d'évolutions sont englobées dans le concept de « thèmes émergents » pour l'eau de boisson. Des changements à l'échelle mondiale, tels que le développement humain, la croissance démographique, les déplacements de populations et le changement climatique (voir section 6.1) exercent des pressions sur la qualité et la quantité des ressources en eau qui peuvent influencer les risques de maladies transmises par l'eau. Entre 1972 et 1999, 35 nouveaux agents pathogènes ont été découverts et un beaucoup plus grand nombre sont réapparus après de longues périodes d'inactivité ou sont en expansion dans des régions où ils n'avaient précédemment jamais été signalés (OMS, 2003). En 2003, un coronavirus a été identifié comme agent responsable du syndrome respiratoire aigu sévère, entraînant une flambée touchant plusieurs pays. Plus récemment, des virus de la grippe issus de réservoirs animaux ont été transmis à l'homme en plusieurs occasions, provoquant des pandémies et des flambées épidémiques saisonnières de grippe (voir le document d'appui *Review of latest available evidence on potential transmission of avian influenza (H5N1) through water and sewage and ways to reduce the risks to human health*; Annexe 1). Les agents pathogènes zoonotiques représentent jusqu'à 75 % des agents pathogènes émergents et constituent un sujet de plus en plus préoccupant pour la santé humaine, s'ajoutant à des agents pathogènes à transmission strictement interhumaine. Les agents pathogènes zoonotiques représentent le plus grand problème actuel et futur pour la garantie de la sécurité sanitaire de l'eau de boisson et des eaux ambiantes (voir le document d'appui *Waterborne zoonoses* ; Annexe 1). Pour chaque agent pathogène émergent, qu'il soit ou non zoonotique, il faut rechercher si une transmission par l'eau est possible et, si c'est le cas, quelles mesures de prévention et de maîtrise des risques peuvent être proposées pour minimiser ce risque.

7.1.3 *Persistence et croissance dans l'eau*

Des agents pathogènes transmis par l'eau, tels que *Legionella*, peuvent proliférer dans l'eau, tandis que d'autres, dépendant de leurs hôtes, tels que des norovirus et *Cryptosporidium*, ne peuvent proliférer dans l'eau mais bien y persister.

Les agents pathogènes dépendant de leurs hôtes perdent graduellement leur viabilité et leur infectiosité à l'extérieur du corps de leur hôte. La vitesse à laquelle ils disparaissent est habituellement exponentielle de sorte que l'agent pathogène devient indétectable au bout d'un certain temps. Les agents pathogènes peu persistants doivent trouver rapidement de nouveaux hôtes et sont davantage susceptibles de se propager par contact de personne à personne ou en raison d'une hygiène personnelle insuffisante que par l'eau de boisson. La persistance est affectée par plusieurs facteurs, la température étant le plus important d'entre eux. Leur destruction est habituellement plus rapide à des températures plus élevées et peut résulter de l'effet létal de la composante ultraviolette (UV) du spectre solaire à la surface de l'eau.

Des quantités relativement élevées de carbone organique biodégradable combinées à des températures élevées de l'eau et à de faibles concentrations résiduelles de chlore peuvent permettre la croissance de *Legionella*, *Vibrio cholerae*, *Naegleria fowleri*, *Acanthamoeba* et d'organismes nuisibles dans certaines eaux de surface et dans l'eau de distribution (voir également les documents d'appui *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety* et *Legionella and the prevention of legionellosis*; Annexe 1).

La qualité microbienne de l'eau peut varier rapidement et avec une large amplitude. De brefs pics de la concentration d'agents pathogènes peuvent accroître considérablement les risques de maladie et peuvent également déclencher des flambées de maladies transmises par l'eau. Les micro-organismes peuvent s'accumuler dans les sédiments et être remis en circulation quand le débit de l'eau augmente. Les résultats des tests de qualité de l'eau relatifs aux micro-organismes ne sont habituellement pas disponibles à temps pour fournir des données utiles à l'élaboration de mesures de gestion et empêcher la distribution d'eau insalubre.

7.1.4 *Aspects de santé publique*

Les flambées de maladies transmises par l'eau peuvent affecter un grand nombre de personnes et la première priorité dans l'élaboration et l'application de mesures destinées à préserver la qualité de l'eau de boisson devrait être la lutte contre ces flambées. Des données factuelles disponibles indiquent que l'eau de boisson peut contribuer à l'incidence de base de maladies en dehors de situations de flambée. Dès lors, les mesures destinées à préserver la qualité de l'eau de boisson devraient également prendre en compte les maladies transmises par l'eau dans l'ensemble de la communauté.

L'expérience a montré que les systèmes de détection des flambées de maladies transmises par l'eau sont généralement inefficaces quel que soit le niveau de développement socio-économique du pays ; l'absence de détection ne garantit pas l'absence de flambée et ne signifie pas nécessairement non plus que l'eau de boisson peut être considérée comme exempte de risque sanitaire.

Certains des agents pathogènes connus pour être transmis par l'eau de boisson contaminée provoquent des maladies graves et parfois mortelles. Comme exemples, on peut citer la fièvre typhoïde, le choléra, l'hépatite infectieuse (due au virus de l'hépatite A ou au virus de l'hépatite E) et la maladie provoquée par *Shigella* spp. et *E. coli* O157. D'autres agents pathogènes sont généralement associés à des issues moins graves, comme une maladie diarrhéique à guérison spontanée (due, par exemple, à des norovirus, à *Cryptosporidium*).

Les effets de l'exposition aux agents pathogènes ne sont pas les mêmes pour tous les individus ni, par conséquent, pour toutes les populations. Une exposition répétée à un agent pathogène peut être associée à une plus faible gravité de la maladie ou probabilité de la contracter en raison de l'immunité acquise.

L'immunité envers certains agents pathogènes dure toute la vie (par exemple, contre le virus de l'hépatite A) alors que pour d'autres (par exemple, *Campylobacter*), les effets protecteurs peuvent se limiter à quelques mois ou quelques années. En revanche, des sous-populations vulnérables (par exemple, les enfants, les personnes âgées, les femmes enceintes, les personnes immunodéprimées) sont plus susceptibles de contracter la maladie ou la maladie peut être plus grave, voire mortelle. Les effets de tous les agents pathogènes ne sont pas nécessairement plus importants pour toutes les sous-populations vulnérables.

Tous les individus infectés ne développent pas nécessairement une maladie symptomatique. La proportion de la population infectée qui est asymptomatique (y compris les porteurs) diffère selon les agents pathogènes et dépend également des caractéristiques de la population, telles que la prévalence de l'immunité. Les personnes infectées asymptomatiques ainsi que les patients, pendant et après une maladie, peuvent tous contribuer à une propagation secondaire des agents pathogènes.

7.2 Établissement d'objectifs sanitaires

7.2.1 Objectifs sanitaires appliqués aux dangers microbiens

Des stratégies générales pour l'établissement d'objectifs sanitaires sont décrites dans la section 2.1 et le Chapitre 3.

Les sources d'information sur les risques sanitaires peuvent provenir d'études épidémiologiques et de l'évaluation quantitative des risques microbiens (QMRA), ces deux sources étant généralement utilisées de manière complémentaire. L'élaboration d'objectifs sanitaires pour de nombreux agents pathogènes peut être entravée par l'insuffisance de données. Des données supplémentaires issues d'études épidémiologiques et de QMRA sont progressivement plus disponibles. Des données générées localement seront toujours à privilégier pour l'établissement d'objectifs nationaux.

Les objectifs sanitaires peuvent être établis en utilisant une stratégie directe fondée sur des résultats sanitaires lorsque la charge de morbidité des maladies transmises par l'eau est considérée comme suffisante pour permettre une mesure de l'impact des interventions, c'est-à-dire une mesure épidémiologique des réductions de morbidité attribuables à des améliorations de la qualité de l'eau de boisson.

L'interprétation et l'application des informations issues d'études épidémiologiques analytiques afin d'établir des objectifs sanitaires applicables au niveau national ou local nécessitent la prise en considération d'un certain nombre de facteurs, notamment en réponse aux questions suivantes :

- Faut-il fournir des estimations spécifiques de réduction de la morbidité ou des intervalles indicatifs des réductions attendues ?
- Dans quelle mesure l'échantillon d'étude est-il représentatif de la population cible pour permettre d'extrapoler les résultats de manière fiable à un groupe plus large ?
- Dans quelle mesure de faibles différences dans les situations démographiques ou socio-économiques affectent-elles les résultats attendus ?

Plus fréquemment la QMRA est utilisée comme base pour fixer des objectifs sanitaires microbiologiques, en particulier lorsque la part de morbidité qui peut être attribuée à l'eau de boisson est faible ou difficile à déterminer directement par la pharmacovigilance ou des études épidémiologiques analytiques.

Pour maîtriser les dangers microbiens, les types d'objectif sanitaire le plus fréquemment appliqués sont les objectifs de performance (voir section 3.3.3), qui sont fondés sur une charge de morbidité tolérable

prédéterminée et établis en appliquant la QMRA en tenant compte de la qualité de l'eau brute. Les objectifs de qualité de l'eau (voir section 3.3.2) ne sont généralement pas fixés pour les agents pathogènes ; la surveillance des agents pathogènes dans l'eau finie n'est pas considérée comme réalisable ou économiquement efficace car les concentrations d'organismes pathogènes correspondant à des niveaux de risque tolérables sont généralement inférieures à 1 organisme par 10⁴ to 10⁵ litres.

7.2.2 Agents pathogènes de référence

L'établissement d'objectifs de performance n'est pas commode et les données sont insuffisantes face à tous les agents potentiellement pathogènes transmis par l'eau, notamment les bactéries, les virus, les protozoaires et les helminthes. Une approche plus réaliste consiste à identifier des agents pathogènes de référence représentatifs de différents groupes, en tenant compte des variations dans les caractéristiques, comportements et sensibilités de chaque groupe à différents procédés de traitement. Généralement, différents agents pathogènes de référence sont identifiés pour représenter les bactéries, les virus, les protozoaires et les helminthes.

Les critères de sélection des agents pathogènes de référence comprennent l'ensemble des éléments suivants :

- transmission par l'eau établie en tant que voie d'infection ;
- données suffisantes disponibles pour permettre la réalisation d'une QMRA, notamment des données sur les relations dose-réponse chez l'homme et sur la charge de morbidité ;
- présence dans les eaux de source ;
- persistance dans l'environnement ;
- sensibilité aux procédés de traitement d'élimination ou d'inactivation ;
- infectiosité, incidence et gravité de la maladie.

Certains des critères, tels que la persistance dans l'environnement et la sensibilité aux procédés de traitement, se rapportent à des caractéristiques spécifiques des agents pathogènes de référence. D'autres critères peuvent varier selon les circonstances et conditions locales : la charge de morbidité liée à l'eau, qui peut être influencée par la prévalence de l'organisme en provenance d'autres sources, les niveaux d'immunité et l'état nutritionnel (par exemple, les infections à rotavirus ont différentes issues suivant qu'il s'agit d'une région à revenu élevé ou faible) ; ou encore, la présence de l'organisme dans les eaux de source (par exemple, la présence de *Vibrio cholerae* toxigène et d'*Entamoeba histolytica* est plus fréquente dans des régions géographiques définies, tandis que *Naegleria fowleri* est associé aux eaux chaudes).

Choix des agents pathogènes de référence

Le choix des organismes pathogènes de référence peut varier selon les pays et les régions et devrait tenir compte des conditions locales, notamment l'incidence et la gravité de la maladie transmise par l'eau et les caractéristiques de l'eau de source (voir section 7.3.1). Le choix des agents pathogènes de référence devrait être fondé sur la prévalence de la maladie et sa gravité. Cependant, la gamme d'agents pathogènes de référence est limitée par les données disponibles, en particulier en ce qui concerne les modèles dose-réponse chez l'homme pour réaliser une QMRA.

La prise de décision concernant le choix des agents pathogènes de référence devrait reposer sur l'ensemble des sources de données disponibles, notamment la surveillance des maladies infectieuses et des études ciblées, l'étude des flambées épidémiques et la tenue de registres de cas cliniques confirmés par des

examens de laboratoire. Ces données peuvent contribuer à l'identification des agents pathogènes susceptibles d'être les plus grands contributeurs à la charge de morbidité des maladies transmises par l'eau. Ce sont eux les agents pathogènes de référence les plus appropriés et ils doivent être pris en compte pour établir des objectifs sanitaires.

Virus

Les virus sont les agents pathogènes les plus petits et donc les plus difficiles à éliminer par des procédés physiques tels que la filtration. Certains virus spécifiques peuvent être moins sensibles à la désinfection que les bactéries et les parasites (par exemple, les adénovirus sont moins sensibles au rayonnement UV). Les virus peuvent persister pendant de longues périodes dans l'eau. Les doses infectieuses sont généralement faibles. Les virus ont généralement un spectre d'hôtes limité et beaucoup sont spécifiques d'une espèce. La plupart des virus entériques humains ne sont pas véhiculés par des animaux, bien qu'il existe certaines exceptions, notamment des souches spécifiques du virus de l'hépatite E (Tableau 7.1).

Des rotavirus, entérovirus et norovirus ont été identifiés comme agents pathogènes de référence potentiels. Les rotavirus constituent la principale cause d'infection gastro-intestinale chez les enfants et l'infection par ces virus peut avoir des conséquences graves, notamment des hospitalisations et des décès, ces derniers étant bien plus fréquents dans les pays à faible revenu. Il existe un modèle dose-réponse pour les rotavirus, mais il n'y a pas de méthode basée sur des cultures pour quantifier les unités infectieuses. Habituellement, les rotavirus sont excrétés en très grand nombre par les patients infectés et les eaux contaminées par des déchets humains peuvent en contenir des concentrations élevées. Des flambées occasionnelles de maladies transmises par l'eau ont été enregistrées. Dans les pays à faible revenu, des sources autres que l'eau jouent vraisemblablement un rôle prépondérant.

Des entérovirus, notamment les virus poliomyélitiques auxquels se sont plus récemment ajoutés les paréchorivirus, peuvent provoquer une maladie fébrile modérée mais sont également des agents de maladies graves telles que paralysie, méningite et encéphalite chez l'enfant. Il existe un modèle dose-réponse pour les entérovirus ainsi qu'une analyse systématique basée sur des cultures pour quantifier les particules infectieuses. Les entérovirus sont excrétés en très grand nombre par les patients infectés et les eaux contaminées par des déchets humains peuvent en contenir des concentrations élevées.

Les norovirus sont une cause majeure de gastro-entérite aiguë dans toutes les tranches d'âge. Les symptômes de la maladie sont généralement modérés et durent rarement plus de trois jours ; cependant, l'infection n'induit pas une immunité protectrice durable. Dès lors, la charge de morbidité par cas est plus faible que pour les rotavirus. De nombreuses flambées ont été attribuées à l'eau de boisson. Un modèle dose-réponse a été élaboré pour estimer l'infectiosité de plusieurs souches de norovirus mais on ne dispose pas de méthode basée sur des cultures.

Bactéries

Les bactéries sont généralement les agents pathogènes les plus sensibles à l'inactivation par désinfection. Certains agents pathogènes libres, tels que *Legionella* et des mycobactéries non tuberculeuses, peuvent croître dans des environnements aqueux, mais les bactéries entériques ne se développent généralement pas dans l'eau et survivent pendant des durées plus courtes que les virus ou les protozoaires. De nombreuses espèces bactériennes qui sont infectieuses pour l'homme sont véhiculées par des animaux.

Il existe des modèles dose-réponse pour un certain nombre de bactéries potentiellement pathogènes transmises par l'eau, notamment *Vibrio*, *Campylobacter*, *E. coli* O157, *Salmonella* et *Shigella*.

Vibrio cholerae toxigène peut provoquer des diarrhées aqueuses. Si elles ne sont pas traitées, comme cela peut être le cas lorsque des personnes sont déplacées suite à un conflit ou à un désastre naturel, les taux de mortalité peuvent être très élevés. La dose infectieuse est relativement élevée. Des flambées importantes liées à l'eau ont été décrites et continuent de se produire.

Campylobacter est un agent important de diarrhée dans le monde entier. La maladie peut entraîner une large gamme de symptômes, mais la létalité est faible. Comparativement à d'autres bactéries pathogènes, la dose infectieuse est relativement faible et peut être inférieure à 1000 organismes. Cette bactérie est relativement commune dans l'environnement et des flambées liées à l'eau ont été enregistrées.

L'infection à *E. coli* O157 et autres souches de *E. coli* entérohémorragiques transmise par l'eau est nettement moins fréquente que l'infection à *Campylobacter*, mais les symptômes de l'infection sont plus graves, notamment le syndrome hémolytique et urémique ainsi que des décès. La dose infectieuse peut être très faible (moins de 100 organismes).

Shigella provoque plus de 2 millions d'infections chaque année, entraînant près de 60 000 décès, principalement dans les pays en développement. La dose infectieuse est faible et peut ne pas excéder 10 à 100 organismes. Des flambées liées à l'eau ont été enregistrées.

Les *Salmonella* non typhoïdiennes provoquent rarement des flambées liées à l'eau mais *S. typhi* est à l'origine de flambées importantes et dévastatrices de fièvre typhoïde liée à l'eau.

Protozoaires

Les protozoaires constituent le groupe d'agents pathogènes le moins sensible à l'inactivation par désinfection chimique. L'irradiation par le rayonnement UV est efficace contre *Cryptosporidium* qui est par ailleurs très résistant aux désinfectants oxydants tels que le chlore. Les protozoaires sont des organismes de taille moyenne ($> 2 \mu\text{m}$) et peuvent être éliminés par des procédés physiques. Ils peuvent survivre dans l'eau pendant de longues périodes. Ils ont une spécificité d'espèce modérée. L'homme et le bétail peuvent être des sources de protozoaires tels que *Cryptosporidium* et *Balantidium*, mais l'homme est le seul réservoir de *Cyclospora* et *Entamoeba* pathogènes. Les doses infectieuses sont généralement faibles.

Des modèles dose-réponse sont disponibles pour *Giardia* et *Cryptosporidium*. Les infections à *Giardia* sont généralement plus courantes que les infections à *Cryptosporidium*, et les symptômes peuvent durer plus longtemps. Cependant, *Cryptosporidium* est plus petit que *Giardia* et est donc plus difficile à éliminer par des procédés physiques ; il est également plus résistant aux désinfectants oxydants et certaines données indiquent qu'il survit plus longtemps dans des environnements aqueux.

7.2.3 Évaluation quantitative des risques microbiens

Une QMRA associe systématiquement les informations disponibles sur l'exposition (c'est-à-dire le nombre d'agents pathogènes ingérés) et les modèles dose-réponse pour produire des estimations de la probabilité de l'infection associée à l'exposition aux agents pathogènes dans l'eau de boisson. Les données épidémiologiques sur la fréquence des infections asymptomatiques, la durée et la gravité de la maladie peuvent alors être utilisées pour estimer les charges de morbidité.

Une QMRA peut être utilisée pour déterminer les objectifs de performance et peut servir de base pour évaluer les effets de l'amélioration de la qualité de l'eau sur la santé dans la population et des sous-populations. La modélisation mathématique peut être utilisée pour estimer l'effet sur la santé de faibles doses d'agents pathogènes dans l'eau de boisson.

L'évaluation du risque, notamment la QMRA, commence par la formulation du problème pour identifier tous les dangers possibles et les voies reliant les sources aux receveurs. L'exposition humaine aux agents pathogènes (concentrations dans l'environnement et volumes ingérés) et les relations dose-réponse pour des organismes sélectionnés (ou de référence) sont ensuite associées pour caractériser les risques. En utilisant des informations supplémentaires (sociales, culturelles, politiques, environnementales, etc.), il est possible d'hierarchiser les options de gestion. Pour encourager le soutien et la participation des parties prenantes, il importe de recourir à une procédure transparente et à une communication active sur les risques à chaque étape du processus. Un exemple de stratégie d'évaluation du risque est présenté dans le Tableau 7.3 et décrit ci-dessous. On trouvera des informations plus détaillées sur la QMRA en relation avec la sécurité sanitaire de l'eau de boisson dans le document d'appui *Quantitative microbial risk assessment : application for water safety management* ; Annexe 1).

Tableau 7.3 Paradigme de l'évaluation du risque en matière de risques sanitaires liés aux agents pathogènes

Étape	Objectif
1. Formulation du problème et identification des dangers	Identifier tous les dangers possibles associés à l'eau de boisson qui peuvent avoir des effets néfastes pour la santé publique, ainsi que leurs voies de transmission de la (des) source(s) au(x) consommateur(s)
2. Évaluation de l'exposition	Déterminer la taille et la nature de la population exposée, ainsi que la voie, l'intensité et la durée de l'exposition
3. Évaluation de la dose-réponse	Caractériser la relation entre l'exposition et l'incidence sur l'état sanitaire
4. Caractérisation du risque	Intégrer les informations sur l'exposition, l'effet dose-réponse et les interventions sanitaires afin d'estimer l'ampleur du problème de santé publique et d'évaluer la variabilité et l'incertitude

Source: d'après Haas, Rose & Gerba (1999)

Formulation du problème et identification des dangers

Tous les dangers potentiels, sources et événements pouvant conduire à la présence d'agents pathogènes microbiens (c'est-à-dire, ce qui peut arriver et comment) doivent être identifiés et consignés pour chaque composante du réseau d'eau de boisson, que cette composante soit ou non sous le contrôle direct du fournisseur d'eau de boisson. Ceci inclut les sources ponctuelles de pollution (par exemple, les rejets de déchets humains ou industriels) ainsi que les sources diffuses (par exemple, celles qui proviennent d'activités agricoles et de l'élevage). Les profils de pollution continue, intermittente ou saisonnière doivent également être envisagés ainsi que les événements extrêmes et peu fréquents, tels que les sécheresses et les inondations.

Les dangers, au sens large, comprennent les scénarios comportant des dangers, à savoir des événements pouvant entraîner l'exposition des consommateurs à des micro-organismes pathogènes spécifiques. Dans cette optique, l'évènement dangereux (par exemple, un pic de contamination d'eau de source par des eaux usées domestiques) peut être appelé danger.

Comme une QMRA ne peut pas être réalisée pour chacun des dangers identifiés, des organismes représentatifs (ou de référence) sont sélectionnés et leur contrôle permet celui de l'ensemble des agents pathogènes concernés. Généralement ce choix porte sur au moins une bactérie, un virus, un protozoaire ou un helminthe. Dans cette section, *Campylobacter*, un rotavirus et *Cryptosporidium* ont été utilisés comme exemples d'agents pathogènes de référence pour illustrer l'application de l'évaluation du risque et le calcul d'objectifs de performance.

Évaluation de l'exposition

L'évaluation de l'exposition dans le contexte de la consommation d'eau de boisson implique l'estimation du nombre d'agents pathogènes auxquels un individu est exposé, principalement par ingestion. L'évaluation de l'exposition comporte inévitablement une incertitude et doit représenter la variabilité de facteurs tels que les concentrations d'agents pathogènes au cours du temps et les volumes ingérés.

L'exposition peut être considérée comme une dose unique d'agents pathogènes qu'un consommateur ingère à un moment donné ou la quantité totale de plusieurs expositions (par exemple, sur une année). L'exposition est déterminée par la concentration d'agents pathogènes dans l'eau de boisson et le volume d'eau consommée.

Il est rarement possible ou approprié de mesurer directement, de manière régulière, les agents pathogènes dans l'eau de boisson. Leurs concentrations dans les eaux brutes sont plus souvent basées sur des hypothèses ou sont mesurées, et l'estimation de leur réduction - par exemple, par un traitement - permet d'obtenir une valeur indicative de la concentration dans l'eau consommée. Lorsqu'il s'agit d'une mesure, il est généralement préférable de l'effectuer à l'endroit où la concentration d'agents pathogènes est la plus élevée (généralement, dans les eaux brutes). L'estimation de leur élimination par des mesures de maîtrise des risques successives est généralement effectuée en utilisant des organismes indicateurs tels que *E. coli* pour les bactéries pathogènes entériques (voir section 7.4 ; voir également le document d'appui *Water treatment and pathogen control* dans l'Annexe 1).

L'autre composante de l'évaluation de l'exposition, qui est commune à tous les agents pathogènes, est le volume d'eau non bouillie consommé par la population, notamment les variations de comportement d'une personne à l'autre, en ce qui concerne leur consommation, et, en particulier, le comportement des sous-populations vulnérables. Dans le cas des dangers microbiens, il est important que l'évaluation du risque porte sur le volume d'eau de boisson non bouillie, qu'elle soit consommée directement ou utilisée dans la préparation des aliments car en chauffant l'eau, les agents pathogènes sont rapidement inactivés. Cette quantité est inférieure à celle utilisée pour déterminer les objectifs de qualité de l'eau, tels que des valeurs guides pour les produits chimiques.

L'exposition quotidienne d'un consommateur à des agents pathogènes dans l'eau de boisson peut être évaluée en multipliant leur concentration par le volume d'eau de boisson consommé (c'est-à-dire la dose). Dans le cas des calculs de l'exemple modèle, la consommation d'eau de boisson a été estimée à 1 litre d'eau non bouillie par jour. Cependant, il est préférable d'utiliser des données sur la consommation d'eau de boisson spécifiques à l'endroit concerné.

Évaluation de la dose-réponse

La probabilité d'un effet sanitaire indésirable après une exposition à un ou plusieurs organismes pathogènes est déterminée à partir d'un modèle dose-réponse. Des données dose-réponse disponibles ont été obtenues principalement à partir d'études sur des volontaires adultes sains. Cependant, on ne dispose pas de données adéquates pour les sous-populations vulnérables, telles que les enfants, les personnes âgées et immunodéprimées, pour lesquelles les conséquences de la maladie peuvent être plus graves.

La base conceptuelle du modèle dose-réponse est la suivante : l'infection est un événement conditionnel dont la probabilité dépend de l'exposition à la dose décrite ; pour que l'infection se produise, un ou plusieurs agents pathogènes viables doivent avoir été ingérés. En outre, un ou plusieurs de ces agents pathogènes ingérés doivent avoir survécu dans le corps de l'hôte. Un concept important est le principe de la contamination unique (c'est-à-dire le principe selon lequel même un seul agent pathogène peut être à l'origine d'une infection et de la maladie). Il remplace le concept de la dose infectieuse (minimale) qui est fréquemment utilisé dans la littérature plus ancienne (voir le document d'appui *Hazard characterization for pathogens in food and water* ; Annexe 1).

En général, on considère que les agents pathogènes bien dispersés dans l'eau suivent une distribution de Poisson. Lorsque la probabilité qu'a chaque organisme de survivre individuellement est la même que la probabilité que cet organisme déclenche une infection, la relation dose-réponse se résume à une fonction exponentielle. Si, en revanche, ces probabilités ne sont pas identiques, la relation dose-réponse sera de type bêta-Poisson, où « bêta » se rapporte à la distribution des probabilités individuelles parmi les agents pathogènes (et les hôtes). Si les expositions sont faibles, ce qui est généralement le cas pour l'eau de boisson, le modèle dose-réponse est approximativement linéaire et peut être représenté simplement comme la probabilité que l'infection résulte de l'exposition à un seul organisme (voir le document d'appui *Hazard characterization for pathogens in food and water* ; Annexe 1).

Caractérisation du risque

La caractérisation du risque réunit les données collectées sur l'exposition, sur la relation dose-réponse ainsi que sur l'incidence et la gravité de la maladie.

La probabilité de contracter une infection peut être estimée comme étant le produit de l'exposition à l'eau de boisson et de la probabilité que l'exposition à un organisme puisse provoquer une infection. La probabilité de contracter une infection sur une durée d'un jour est multipliée par 365 pour calculer la probabilité de contracter une infection sur une durée d'un an. En procédant de la sorte, on suppose que les différents événements d'exposition sont indépendants et donc qu'une immunité protectrice ne se développe pas. Cette simplification est justifiée uniquement quand les risques sont faibles, comme évoqué ici.

Tous les individus infectés ne développeront pas une maladie clinique ; l'infection asymptomatique est courante pour la plupart des agents pathogènes. Le pourcentage de personnes infectées qui développeront une maladie clinique dépend de l'agent pathogène mais également d'autres facteurs tels que l'état immunitaire de l'hôte. Le risque de développer une maladie dans un intervalle d'un an est obtenu en multipliant la probabilité de contracter une infection par la probabilité de développer une maladie pour l'infection considérée.

Les faibles valeurs indiquées dans le Tableau 7.4 peuvent être interprétées comme représentant la probabilité qu'un seul individu développe une maladie au cours d'une année donnée. Par exemple, un risque de maladie due à *Campylobacter* de 2.2×10^{-4} par an indique que, en moyenne, 1 consommateur sur 4600 contractera une campylobactériose en consommant de l'eau de boisson.

Tableau 7.4 Lien entre la charge de morbidité tolérable et la qualité de l'eau brute pour des agents pathogènes de référence : exemple de calcul

Eau de rivière (pollution par l'homme et le bétail)	Unités	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Campylobacter</i>	Rotavirus^a
Qualité de l'eau brute (C_R)	Organismes par litre	10	100	10
Effet du traitement nécessaire pour atteindre le risque tolérable (PT)	Valeur de réduction logarithmique	5,89	5,98	5,96
Qualité de l'eau de boisson (C_D)	Organismes par litre	$1,3 \times 10^{-5}$	$1,05 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-5}$
Consommation d'eau de boisson non bouillie (V)	Litres par jour	1	1	1
Exposition par l'eau de boisson (E)	Organismes par jour	$1,3 \times 10^{-5}$	$1,05 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-5}$
Dose-réponse (r^b)	Probabilité d'infection par organisme	$2,0 \times 10^{-1}$	$1,9 \times 10^{-2}$	$5,9 \times 10^{-1}$

Eau de rivière (pollution par l'homme et le bétail)	Unités	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Campylobacter</i>	Rotavirus^a
Risque d'infection ($P_{inf,d}$)	Par jour	$2,6 \times 10^{-6}$	$2,0 \times 10^{-6}$	$6,5 \times 10^{-6}$
Risque d'infection ($P_{inf,y}$)	Par an	$9,5 \times 10^{-4}$	$7,3 \times 10^{-4}$	$2,4 \times 10^{-3}$
Risque de maladie (diarrhéique) pour une infection donnée ($P_{ill inf}$)	Probabilité de maladie par infection	0,7	0,3	0,5
Risque de maladie (diarrhéique) (P_{ill})	Par an	$6,7 \times 10^{-4}$	$2,2 \times 10^{-4}$	$1,2 \times 10^{-3}$
Charge de morbidité (db)	DALY par cas	$1,5 \times 10^{-3}$	$4,6 \times 10^{-3}$	$1,4 \times 10^{-2}$
Fraction sensible (f_s)	Pourcentage de la population	100	100	6
Objectif lié à des résultats sanitaires (HT)	DALY par an ^c	1×10^{-6}	1×10^{-6}	1×10^{-6}

Formules :	$C_D = C_R \div 10^{PT}$	$P_{ill} = P_{inf,y} \times P_{ill inf}$
	$E = C_D \times V$	$HT = P_{ill} \times db \times f_s \div 100$
	$P_{inf,d} = E \times r$	

DALY, année de vie corrigée de l'incapacité

- ^a Données de régions à revenu élevé. Dans les régions à faible revenu, la gravité est généralement plus élevée (voir le document d'appui *Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for drinking-water quality*; Annexe 1).
- ^b Dose-réponse pour *Campylobacter* et les rotavirus d'après Haas, Rose & Gerba (1999) et pour *Cryptosporidium* d'après le document d'appui *Risk assessment of Cryptosporidium in drinking water* (Annexe 1).
- ^c Pour une personne buvant un litre par jour (V).

Pour exprimer le risque de développer une maladie spécifique en termes de charge de morbidité par cas, on utilise l'indicateur DALY, année de vie corrigée de l'incapacité (voir Encadré 3.1 dans le Chapitre 3). Cet indicateur reflète non seulement les critères de morbidité aiguë (par exemple, maladie diarrhéique) mais également la mortalité et les critères de morbidité plus grave (par exemple, syndrome de Guillain-Barré associé à *Campylobacter*). La charge de morbidité par cas varie considérablement. Par exemple, la charge de morbidité pour 1000 cas de diarrhée à rotavirus est de 480 DALY dans les régions à faible revenu où la mortalité infantile est élevée. En revanche, elle est de 14 DALY pour 1000 cas dans les régions à revenu élevé où les établissements hospitaliers sont accessibles à la grande majorité de la population (voir le document d'appui *Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for drinking-water quality*; Annexe 1). En raison de cette différence considérable de charge de morbidité, les exigences relatives au traitement à appliquer pour une même qualité d'eau brute sont nettement plus strictes dans les régions à faible revenu pour atteindre un même niveau de risque (exprimé en DALY par personne et par an). Idéalement, l'objectif lié à des résultats sanitaires de 10^{-6} DALY par personne et par an indiqué dans le Tableau 7.4 devrait être adapté aux situations nationales spécifiques. Dans le Tableau 7.4, il n'est pas tenu compte des effets sur les personnes immunodéprimées (par exemple, cryptosporidiose chez des patients porteurs du virus de l'immunodéficience humaine - Sida), ce qui est important dans certains pays. La section 3.2 présente plus d'informations sur l'indicateur DALY et la façon dont il est utilisé pour déterminer un niveau de risque de référence.

Seule une proportion de la population peut être sensible à certains agents pathogènes en raison de l'immunité développée après un épisode initial d'infection ou de maladie qui peut assurer une protection durant la vie entière. Comme exemples, on peut citer le virus de l'hépatite et les rotavirus. On estime que dans les pays en développement tous les enfants de plus de 5 ans sont immunisés contre les rotavirus suite à une exposition répétée au cours des premières années de vie. En conséquence, 17% de la population, en moyenne, est sensible à une maladie à rotavirus. Dans les pays développés, l'infection à rotavirus est également courante pendant les premières années de vie et la maladie est principalement diagnostiquée chez les jeunes enfants. Cependant, le pourcentage de jeunes enfants dans la population totale étant faible, seulement 6 % de la population, en moyenne, est sensible à ce type de maladie.

L'incertitude quant au risque encouru résulte de l'incertitude et de la variabilité des données collectées au cours des différentes étapes de l'évaluation du risque. Idéalement, les modèles d'évaluation du risque doivent tenir compte de cette variabilité et de cette incertitude, bien que nous ne présentons ici que des estimations ponctuelles (voir ci-dessous).

Il est important de choisir l'estimation ponctuelle la plus appropriée pour chacune des variables. Des considérations théoriques montrent également que les risques sont directement proportionnels à la moyenne arithmétique de la dose ingérée. Il est donc recommandé de prendre en compte les moyennes arithmétiques de variables telles que la concentration dans l'eau brute, l'élimination par traitement et la consommation d'eau de boisson. Cette recommandation diffère de la pratique habituelle des microbiologistes et des ingénieurs qui convertissent les concentrations et les effets de traitement en valeurs logarithmiques et effectuent des calculs ou établissent des spécifications sur la base d'une échelle logarithmique. De tels calculs aboutissent à estimer la moyenne géométrique plutôt que la moyenne arithmétique, ce qui peut entraîner une sous-estimation significative du risque. L'analyse de données spécifiques au site peut donc nécessiter un retour aux données brutes (c'est-à-dire les numérations et les volumes testés) plutôt que de se fier aux valeurs indiquées, transformées en unités logarithmiques, qui introduisent une ambiguïté.

Des situations d'urgence, telles que des tempêtes et inondations de grande ampleur, peuvent conduire à des dégradations importantes de la qualité de l'eau de source, y compris de fortes augmentations à court terme des concentrations d'agents pathogènes. Celles-ci ne doivent pas être prises en compte dans le calcul des moyennes. Leur inclusion entraînerait l'application continue de niveaux de traitement plus élevés, ce qui impacterait les coûts de façon non négligeable. Il est plus efficace d'élaborer des plans spécifiques pour faire face aux événements et aux situations d'urgence (voir section 4.4). De tels plans peuvent inclure un traitement renforcé ou (si possible) un choix de sources d'eau de substitution utilisables dans une situation d'urgence.

7.2.4 Établissement des objectifs de performance fondés sur le risque

Le processus présenté ci-dessus permet d'obtenir une estimation du risque dans une population en tenant compte de la qualité de l'eau brute et de l'impact des mesures de maîtrise des risques. Le risque estimé peut être comparé au risque de référence (voir section 3.2) ou à un risque acceptable déterminé localement. Ces calculs permettent de quantifier le degré de protection d'une source ou de déterminer quel traitement est nécessaire pour atteindre un niveau spécifié de risque acceptable et d'analyser l'impact estimé des modifications des mesures de maîtrise des risques.

Les objectifs de performance sont le plus souvent appliqués à la performance d'un traitement, c'est-à-dire à la détermination de la réduction de la charge microbienne nécessaire pour garantir l'innocuité de l'eau. Un objectif de performance peut être appliqué à un système spécifique (c'est-à-dire formulé en réponse aux caractéristiques de l'eau brute locales) ou généralisé (par exemple, formulé en réponse aux hypothèses sur la qualité de l'eau brute fondées sur un certain type de source) (voir également le document d'appui *Water treatment and pathogen control* ; Annexe 1).

La Figure 7.2 illustre les objectifs en termes de performance d'un traitement pour un ensemble d'agents pathogènes présents dans l'eau brute. Par exemple, 10 micro-organismes par litre d'eau brute représentent un objectif de performance de 5,89 unités logarithmiques (soit une réduction de 99,99987 %) pour *Cryptosporidium* ou de 5,96 unités logarithmiques (réduction de 99,99989 %) pour les rotavirus dans les régions à revenu élevé en vue d'obtenir 10^{-6} DALY par personne et par an (voir également le Tableau 7.5 ci-dessous). La différence dans les objectifs de performance pour les rotavirus entre les pays à revenu élevé et les pays à faible revenu (5,96 et 7,96 unités logarithmiques pour 10 organismes par litre d'eau brute ; Figure 7.2) est liée à la différence de gravité de la maladie provoquée par ces organismes. Dans les pays à faible revenu, le taux de létalité infantile est relativement élevé et, en conséquence, la charge de morbidité est plus élevée. En outre, dans ces pays, les enfants de moins de 5 ans, qui sont particulièrement exposés au risque d'une infection par les rotavirus, représentent une plus grande proportion de la population.

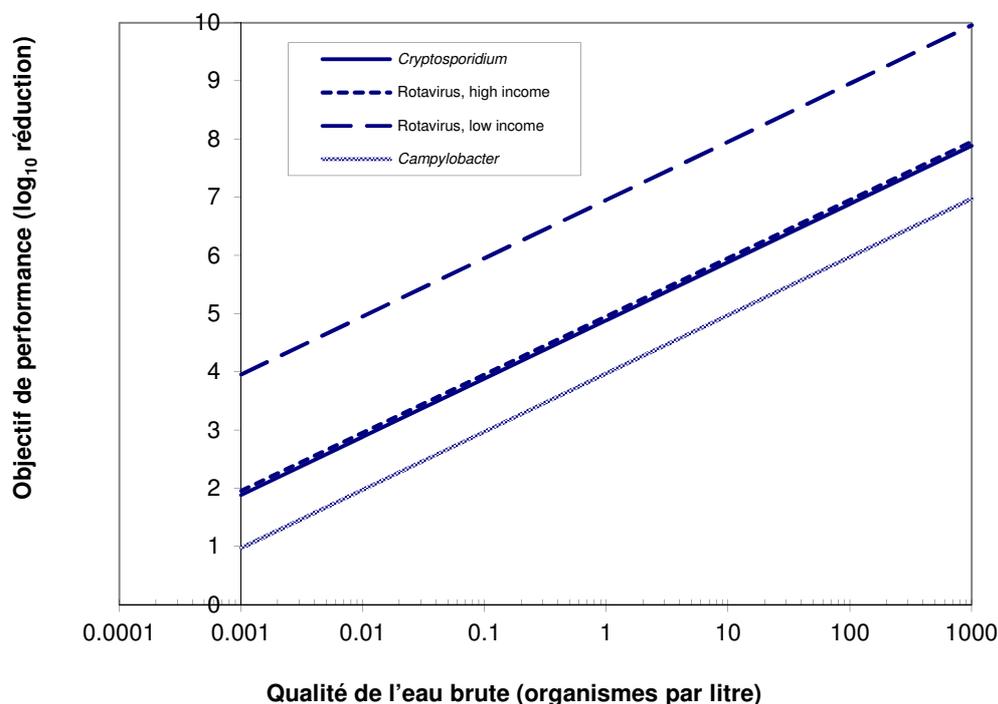


Figure 7.2 Objectifs de performance, à titre d'exemple, pour une bactérie, un virus et un protozoaire pathogènes par rapport à la qualité de l'eau brute (pour atteindre 10^{-6} DALY par personne et par an)

La méthode permettant de fixer ces objectifs de performance est décrite dans le Tableau 7.5, qui présente un exemple des données et des calculs qui seraient normalement utilisés pour construire un modèle d'évaluation du risque pour les agents pathogènes transmis par l'eau. Le tableau fournit des données pour des organismes représentatifs des trois groupes majeurs d'agents pathogènes (bactéries, virus et protozoaires) provenant d'un ensemble de sources. Ces exemples de calcul ont pour but d'atteindre le niveau de risque de référence de 10^{-6} DALY par personne et par an, comme décrit dans la section 3.2. Les données du tableau servent à illustrer les calculs nécessaires pour obtenir une estimation du risque et ne sont pas des valeurs guides.

Tableau 7.5 Objectifs sanitaires tirés du calcul présenté à titre d'exemple dans le Tableau 7.4

	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Campylobacter</i>	Rotavirus ^a
Organismes par litre dans l'eau brute	10	100	10
Objectif lié à des résultats sanitaires	10^{-6} DALY par personne et par an	10^{-6} DALY par personne et par an	10^{-6} DALY par personne et par an
Risque de maladie diarrhéique ^b	1 pour 1500 par an	1 pour 4600 par an	1 pour 14 000 par an
Qualité de l'eau de boisson	1 pour 79 000 litres	1 pour 9500 litres	1 pour 90 000 litres
Objectif de performance ^c	5,89 unités log ₁₀	5,98 unités log ₁₀	5,96 unités log ₁₀

- ^a Données pour des régions à revenu élevé. Dans les régions à faible revenu, la gravité est généralement plus élevée mais la transmission par l'eau de boisson n'est vraisemblablement pas dominante.
- ^b Pour la population sensible.
- ^c L'objectif de performance est une mesure de la réduction logarithmique des concentrations d'organismes pathogènes fondée sur la qualité de l'eau de boisson.

7.2.5 Présentation des résultats de l'établissement d'objectifs de performance

Le Tableau 7.5 présente certaines données du Tableau 7.4 sous une forme plus appropriée pour les personnes chargées de la gestion du risque. La concentration moyenne des agents pathogènes dans l'eau de boisson est indiquée pour information. Ce n'est pas un objectif de qualité de l'eau et elle n'a pas pour but d'encourager le suivi des agents pathogènes dans l'eau finie. À titre d'exemple, une concentration de $1,3 \times 10^{-5}$ *Cryptosporidium* par litre (voir Tableau 7.4) correspond à 1 oocyste pour 79 000 litres (voir Tableau 7.5). L'objectif de performance (ligne « Effet du traitement » du Tableau 7.4), exprimé par une valeur de réduction logarithmique, est l'information la plus importante en termes de gestion dans le tableau d'évaluation du risque. Il peut également être exprimé en pourcentage de réduction. Par exemple, une réduction de 5,96 unités logarithmiques pour les rotavirus correspond à une réduction de 99,999 89 %.

7.2.6 Adaptation aux circonstances locales de l'établissement d'objectifs de performance fondés sur le risque

Les agents pathogènes de référence évoqués dans les sections précédentes ne font pas l'objet d'objectifs prioritaires dans toutes les régions du monde. Dans la mesure du possible, il faut utiliser des informations spécifiques au pays ou au site dans ce type d'évaluation. En l'absence de données spécifiques, une estimation approximative du risque peut être fondée sur des valeurs par défaut (voir Tableau 7.6, ci-dessous).

Le Tableau 7.5 présente uniquement des changements de la qualité de l'eau résultant d'un traitement et non de mesures de protection de la source, qui sont souvent des contributeurs importants pour la sécurité sanitaire globale, affectant la concentration d'agents pathogènes et/ou leur variabilité. Les estimations du risque présentées dans le Tableau 7.4 supposent également qu'il n'y a pas de dégradation de la qualité de l'eau dans le réseau de distribution. Il est possible que ces hypothèses ne soient pas réalistes en toutes circonstances et, lorsque cela est possible, il est conseillé de prendre ces facteurs en considération.

Le Tableau 7.5 présente uniquement des estimations ponctuelles et ne prend pas en compte la variabilité ni l'incertitude. Dans des modèles exhaustifs d'évaluation du risque, ces facteurs sont intégrés en représentant les variables d'entrée par des distributions statistiques plutôt que par des estimations ponctuelles. Cependant, de tels modèles sont actuellement hors d'atteinte pour de nombreux pays et les données permettant de définir de telles distributions sont rares. L'obtention des données nécessaires peut nécessiter des investissements considérables en temps et en ressources tout en permettant cependant d'avoir une bien meilleure connaissance de la qualité réelle de l'eau brute et de la performance du traitement.

Le degré de traitement nécessaire dépend également des valeurs attribuées aux variables qui peuvent être prises en compte dans le modèle d'évaluation du risque. L'une de ces variables est la consommation de l'eau de boisson. La Figure 7.3 montre l'effet de la variation de la consommation de l'eau de boisson non bouillie sur les objectifs de performance concernant *Cryptosporidium*. Si la concentration dans l'eau brute est de 1 oocyste par litre, l'objectif de performance varie entre 4,3 et 5,2 unités logarithmiques pour des valeurs de consommation variant entre 0,25 et 2 litres par jour. Une autre variable est la fraction de la population qui est sensible. Certaines données de flambées indiquent que, dans les pays développés, une proportion significative de la population de plus de 5 ans peut ne pas être immunisée contre une maladie à rotavirus. La Figure 7.4 montre l'effet de la variation de la fraction sensible de la population. Si la concentration dans l'eau brute est de 10 particules de rotavirus par litre, l'objectif de performance passe de 5,96 à 7,18 lorsque la fraction sensible augmente de 6 % à 100 %.

Cryptosporidium

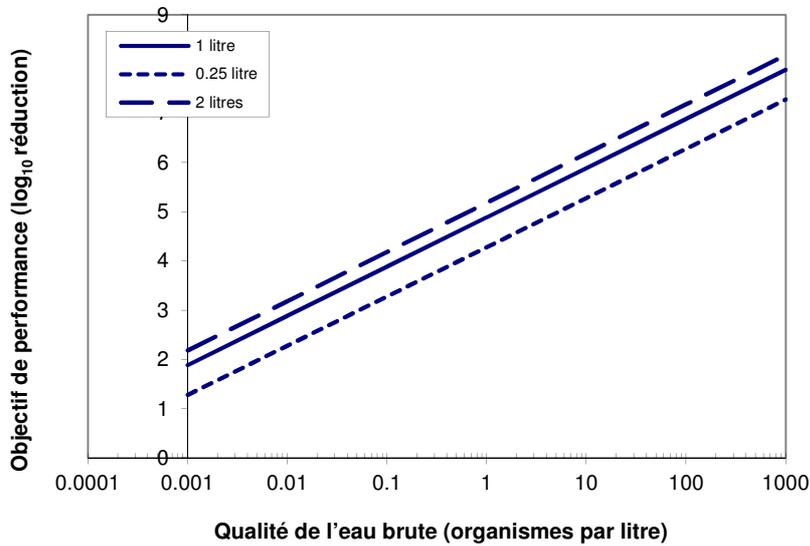


Figure 7.3 Objectifs de performance pour *Cryptosporidium* selon la consommation quotidienne d'eau de boisson non bouillie (pour atteindre 10⁻⁶ DALY par personne et par an)

Rotavirus, pays à revenu élevé

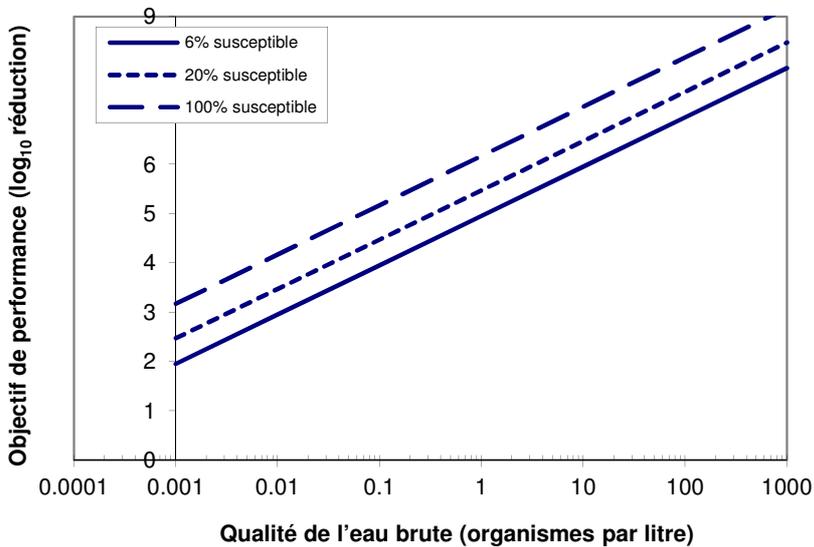


Figure 7.4 Objectifs de performance pour les rotavirus selon la fraction de la population sensible à la maladie (pour atteindre 10⁻⁶ DALY par personne et par an)

7.2.7 Objectifs liés à des résultats sanitaires

Pour atteindre les objectifs sanitaires fixant des réductions de maladie dans une communauté, des mesures de maîtrise des risques doivent être incluses dans les plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau et les interventions afférentes concernant la qualité de l'eau aux niveaux communautaire et domestique doivent être entreprises. Ces objectifs permettront d'identifier des réductions de maladies dans les communautés bénéficiant de ces interventions.

La hiérarchisation de ces interventions relatives à la qualité de l'eau doit être axée sur les aspects qui sont considérés comme contribuant, par exemple, à une réduction de plus de 5 % de la charge de morbidité d'une maladie donnée (par exemple, 5 % de l'ensemble des cas de diarrhées). Dans de nombreuses parties du monde, la mise en œuvre d'une intervention en faveur de la qualité de l'eau qui entraîne une amélioration sanitaire estimée à plus de 5 % est considérée comme extrêmement utile. Il est possible de prouver directement les avantages sanitaires résultant de l'amélioration de la qualité de l'eau (évalués, par exemple, par une réduction du nombre de *E. coli* au point de consommation), lorsque la charge de morbidité est élevée et que des interventions efficaces sont mises en œuvre. Cette démonstration peut être un instrument efficace pour prouver qu'une première étape a été franchie dans l'amélioration progressive de la sécurité sanitaire de l'eau de boisson.

Lorsqu'une réduction quantifiée de la maladie spécifiée est identifiée comme objectif sanitaire, il est conseillé d'entreprendre une veille sanitaire proactive au sein des communautés pour mesurer l'efficacité des interventions concernant la qualité de l'eau.

7.3 Présence et traitement des agents pathogènes

Comme décrit dans la section 4.1, il faut, pour évaluer le système, déterminer si la chaîne d'approvisionnement en eau de boisson dans son ensemble peut fournir une eau qui répond aux objectifs identifiés. Pour cela, une connaissance de la qualité de l'eau de source et de l'efficacité des mesures de maîtrise des risques, telles que le traitement, sont nécessaires.

7.3.1 Présence

Une connaissance de la présence de l'agent pathogène dans les eaux de source est essentielle car elle facilite la sélection de la source de la meilleure qualité pour l'approvisionnement en eau de boisson, elle permet de déterminer les concentrations d'agents pathogènes dans les eaux de source et constitue une base pour fixer les traitements nécessaires afin d'atteindre les objectifs sanitaires dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau.

La meilleure façon de déterminer les concentrations d'agents pathogènes consiste, de loin, à déterminer les concentrations dans des captages et autres sources d'eau spécifiques pendant une période donnée, en veillant à prendre en considération la variation saisonnière et des événements ponctuels tels que des tempêtes. Il est recommandé, dans la mesure du possible, de réaliser une mesure directe des agents pathogènes et des organismes indicateurs dans des eaux de source spécifiques pour lesquelles ont été établis un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau et les agents pathogènes cibles car cela fournit les meilleures estimations des concentrations microbiennes. Cependant, les ressources limitées dans de nombreuses situations ne le permettent pas. Si les concentrations d'agents pathogènes ne peuvent être mesurées, une stratégie intermédiaire consiste à faire des estimations basées sur des données disponibles, telles que les résultats d'enquêtes sanitaires associées à des analyses d'indicateurs.

En cas d'absence de données sur la présence et la distribution d'agents pathogènes humains dans l'eau pour une communauté ou une zone donnée, les concentrations dans les eaux brutes peuvent être déduites à

partir de données d'observation sur les nombres d'agents pathogènes par gramme de fèces représentant la contamination fécale directe ou à partir des nombres d'agents pathogènes par litre d'eau usée non traitée (Tableau 7.6). Les données des enquêtes sanitaires peuvent être utilisées pour estimer l'impact des eaux usées brutes ou traitées rejetées dans les eaux de source. Dans les eaux usées traitées, les concentrations d'agents pathogènes peuvent être réduites de 10 à 100 fois ou plus, selon l'efficacité du procédé de traitement. Les concentrations d'agents pathogènes dans les eaux brutes peuvent être estimées à partir des concentrations d'agents pathogènes dans les eaux usées et de la proportion d'eaux usées contaminant les eaux de source. De plus, on dispose de certaines données indicatives sur les concentrations d'agents pathogènes mesurées dans les eaux de source en des endroits spécifiques. Toutefois, ces concentrations peuvent varier considérablement d'un endroit à l'autre.

À partir du Tableau 7.6, il apparaît clairement que des bactéries indicatrices de contamination fécale, telles que *E. coli*, sont toujours présentes à des concentrations élevées dans les eaux usées. *E. coli* est excrété par tous les individus mais les concentrations varient considérablement. Seules les personnes infectées excrètent des organismes pathogènes ; dès lors, leurs concentrations dans les eaux usées varient encore davantage. De telles variations sont dues aux profils d'excrétion mais dépendent également d'autres facteurs, tels que la taille de la population dont les rejets aboutissent dans les eaux usées et la dilution avec d'autres types d'eaux usées, telles que des eaux industrielles. Le traitement conventionnel des eaux usées réduit généralement les concentrations microbiennes d'un ou deux ordres de grandeur avant que les eaux usées soient rejetées dans les eaux de surface. Dans d'autres endroits, les eaux usées brutes peuvent être directement rejetées ou bien les rejets peuvent être occasionnels lors de débordement d'égouts. Les eaux usées rejetées dans les eaux de surface y sont diluées ; cela entraîne une réduction du nombre d'agents pathogènes, le facteur de dilution étant toutefois très spécifique de l'endroit. L'inactivation d'organismes pathogènes, leur mort progressive ou la répartition dans les sédiments peuvent également jouer un rôle dans la réduction de leur nombre. Ces facteurs diffèrent selon le type d'eaux de surface et le climat. Cette variabilité suggère que les concentrations d'indicateurs de contamination fécale et d'agents pathogènes varient encore davantage dans les eaux de surface que dans les eaux usées.

Tableau 7.6 Exemples de quelques organismes indicateurs ou pathogènes présents dans les fèces, les eaux usées et l'eau brute (données pouvant varier localement)

Micro-organisme	Nombre par gramme de fèces	Nombre par litre d'eaux usées non traitées	Nombre par litre d'eau brute
Coliformes fécaux (<i>E. coli</i> et <i>Klebsiella</i>)	10 ⁷ (principalement non pathogènes)	10 ⁶ –10 ¹⁰	100–100 000
<i>Campylobacter</i> spp.	10 ⁶	100–10 ⁶	100–10 000
<i>Vibrio cholerae</i> ^a	10 ⁶	100–10 ⁶	100–10 ⁸
Entérovirus	10 ⁶	1–1000	0,01–10
Rotavirus	10 ⁹	50–5000	0,01–100
<i>Cryptosporidium</i>	10 ⁷	1–10 000	0–1000
<i>Giardia intestinalis</i>	10 ⁷	1–10 000	0–1000

^a *Vibrio* peut se développer en milieu aquatique.

Sources: Feachem et al. (1983); Stelzer (1988); Jones, Betaieb & Telford (1990); Stampi et al. (1992); Koenraad et al. (1994); Gerba et al. (1996); AWWA (1999); Maier, Pepper & Gerba (2000); Metcalf & Eddy, Inc. (2003); Bitton (2005); Lodder & de Roda Husman (2005); Schijven & de Roda Husman (2006); Masini et al. (2007); Rutjes et al. (2009); Lodder et al. (2010)

En raison de différences de survie, le ratio organismes pathogènes/*E. coli* à l'endroit du rejet ne sera pas le même que plus loin en aval. Une comparaison des données sur *E. coli* avec les concentrations d'organismes pathogènes dans les eaux de surface indique que, globalement, il existe une relation positive entre la présence d'organismes pathogènes dans les eaux de surface et la concentration de *E. coli*, mais que les concentrations d'organismes pathogènes peuvent varier considérablement, allant de faibles à élevées, quelle que soit la concentration de *E. coli*. Même l'absence de *E. coli* ne garantit pas que des organismes pathogènes sont absents ni que leurs concentrations sont inférieures aux valeurs significatives pour la santé publique.

Les estimations indiquées dans le Tableau 7.6, basées sur des données de terrain, constituent un guide utile pour les concentrations d'organismes pathogènes entériques dans une variété de sources affectées par une contamination fécale. Cependant, ces données présentent un certain nombre de limitations et de sources d'incertitude, notamment les points suivants :

- Bien que les données relatives aux organismes pathogènes et *E. coli* proviennent de différentes régions du monde, elles sont essentiellement issues de pays à revenu élevé.
- Des doutes existent concernant la sensibilité et la robustesse des techniques analytiques, en particulier pour les virus et les protozoaires, en grande partie liés aux méthodes de récupération servant à traiter et à concentrer de grands volumes d'échantillons généralement utilisés pour les analyses de ces organismes.
- Les nombres des organismes pathogènes ont été obtenus en utilisant diverses méthodes, notamment des méthodes de culture utilisant des milieux ou des cellules, des examens basés sur des techniques moléculaires (par exemple, la réaction de polymérisation en chaîne) et la microscopie et ces données doivent être interprétées avec prudence.
- Le manque de connaissances sur l'infectiosité des organismes pathogènes pour l'homme affecte l'évaluation du risque et doit être pris en compte.

7.3.2 Traitement

La détermination de l'efficacité des mesures de maîtrise des risques comprend la validation (voir sections 2.2 et 4.1.7). La validation est importante à la fois pour garantir que le traitement permet d'atteindre les objectifs souhaités (objectifs de performance) et pour évaluer les domaines dans lesquels l'efficacité peut être améliorée (par exemple, en comparant la performance atteinte avec celle qui peut être atteinte par des procédés efficaces). Le traitement de l'eau peut être appliqué dans une installation de traitement de l'eau de boisson (traitement centralisé) aux réseaux de distribution canalisés ou à domicile ou encore au point d'utilisation dans les structures dépourvues de réseaux canalisés.

Traitement centralisé

Dans le cas d'eaux de très grande qualité, telles que l'eau souterraine provenant d'aquifères confinés, la protection de l'eau de source et du réseau de distribution est suffisante en tant que principale mesure de maîtrise des risques pour garantir la sécurité sanitaire de l'eau. Plus généralement, un traitement de l'eau est nécessaire pour éliminer ou détruire des micro-organismes pathogènes. Dans de nombreux cas (par exemple, mauvaise qualité de l'eau de surface), de multiples étapes de traitement sont requises, notamment, par exemple, la coagulation, la floculation, la sédimentation, la filtration et la désinfection. Le Tableau 7.7 présente une synthèse des procédés de traitement couramment utilisés, indépendamment ou en combinaison, pour obtenir des réductions de la charge microbienne (voir également l'Annexe 5). Les éliminations minimale et maximale sont exprimées en valeurs de réduction logarithmiques, dans des conditions de traitement défavorables et optimales, respectivement.

Tableau 7.7 Réductions du nombre de bactéries, virus et protozoaires obtenues par des technologies de traitement de l'eau dans des installations de traitement de l'eau de boisson pour des communautés importantes

Procédé de traitement	Groupe d'agents pathogènes entériques	Élimination minimale (VRL)	Élimination maximale (VRL)	Notes
Prétraitement				
Filtres dégrossisseurs	Bactéries	0,2	2,3	Dépend du matériau filtrant, coagulant
Réservoirs de stockage	Bactéries	0,7	2,2	Temps de séjour > 40 jours
Filtration sur berge	Protozoaires	1,4	2,3	Temps de séjour 160 jours
	Virus	> 2,1	8,3	Dépend de la distance parcourue, du type de sol, de la vitesse de pompage, du pH, de la force ionique
	Bactéries	2	> 6	
	Protozoaires	> 1	> 2	
Coagulation, floculation et sédimentation				
Clarification conventionnelle	Virus	0,1	3,4	Dépend des conditions de coagulation
	Bactéries	0,2	2	
	Protozoaires	1	2	
Système à taux élevé de clarification	Protozoaires	> 2	2,8	Conditionné à l'utilisation d'une couche de polymère appropriée
Flottation à air dissous	Protozoaires	0,6	2,6	Dépend de la dose de coagulant
Adoucissement à la chaux	Virus	2	4	Dépend du pH et du temps de décantation
	Bactéries	1	4	
	Protozoaires	0	2	
Filtration				
Filtration granulaire à grande vitesse	Virus	0	3,5	Dépend du matériau filtrant et du prétraitement de coagulation ; turbidité de l'eau filtrée ≤ 0,3 UTN dans 95 % des échantillons (et aucun échantillon supérieur à 1 UTN) associée à une réduction de 1 à 2 log des virus et une réduction de 3 log de <i>Cryptosporidium</i> ^a
	Bactéries	0,2	4,4	
	Protozoaires	0,4	3,3	
Filtration lente sur sable	Virus	0,25	4	Conditionné à la présence d'une schmutzdecke, à la granulométrie, à la vitesse du flux, aux conditions opératoires (principalement température, pH) ; turbidité de l'eau filtrée ≤ 1 UTN dans 95 % des échantillons (et aucun échantillon supérieur à 5 UTN) associée à une réduction de 1 à 2 log des virus et une réduction de 2,5 à 3 log de <i>Cryptosporidium</i> ^a
	Bactéries	2	6	
	Protozoaires	0,3	> 5	
Filtration à pré-couche	Virus	1	1,7	Si un gâteau de filtre est présent
	Bactéries	0,2	2,3	Dépend du prétraitement chimique

Procédé de traitement	Groupe d'agents pathogènes entériques	Élimination minimale (VRL)	Élimination maximale (VRL)	Notes
	Protozoaires	3	6,7	Dépend de la qualité des matériaux et de la vitesse de filtration
Filtration sur membrane : microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration osmose inverse	Virus	< 1	> 6,5	Varie avec la taille des pores de la membrane (microfiltres, ultrafiltres, nanofiltres et filtres d'osmose inverse), l'intégrité du matériau filtrant et des joints du filtre et la résistance à la dégradation chimique et biologique (« grow-through ») ; réductions maximales associées à une turbidité de l'eau filtrée < 0,1 UTN ^a
	Bactéries	1	> 7	
	Protozoaires	2,3	> 7	
Désinfection primaire^{b,c}				
Chlore	Virus	2 (Ct ₉₉ 2–30 min·mg/l ; 0–10 °C ; pH 7–9)		Le produit chlore libre × temps de contact permet de prédire l'efficacité ; inefficace contre les oocystes de <i>Cryptosporidium</i> . La turbidité et les solutés à forte demande en chlore inhibent ce procédé ; donc, la turbidité doit être maintenue en-dessous de 1 UTN pour assurer une désinfection efficace. Quand ce n'est pas possible, les turbidités doivent être maintenues en-dessous de 5 UTN avec des doses de chlore plus élevées ou des temps de contact plus longs. ^a Outre la désinfection initiale, l'avantage de maintenir du chlore résiduel libre dans les systèmes de distribution à 0,2 mg/l ou plus doit être envisagé
	Bactéries	2 (Ct ₉₉ 0,04–0,08 min·mg/l ; 5 °C ; pH 6-7)		
	Protozoaires	2 (Ct ₉₉ 25–245 min·mg/l ; 0–25 °C ; pH 7–8 ; principalement <i>Giardia</i>)		
Dioxyde de chlore	Virus	2 (Ct ₉₉ 2–30 min·mg/l ; 0–10 °C ; pH 7–9)		Les virus sont généralement plus résistants que les bactéries
	Bactéries	2 (Ct ₉₉ 0,02–0,3 min·mg/l ; 15–25 °C ; pH 6.5–7)		
	Protozoaires	2 (Ct ₉₉ 100 min·mg/l)		
Ozone	Virus	2 (Ct ₉₉ 0,006–0,2 min·mg/l)		Dépend de la température ; forte variation pour <i>Cryptosporidium</i>
	Bactéries	2 (Ct ₉₉ 0,02 min·mg/l)		
	Protozoaires	2 (Ct ₉₉ 0,5–40 min·mg/l)		
UV	Virus	4 (7–186 mJ/cm ²)		L'efficacité de la désinfection dépend de la fluence (dose) fournie, qui varie avec l'intensité de l'exposition et la longueur d'onde des UV. Une turbidité excessive et certaines espèces dissoutes inhibent ce procédé ; donc, la turbidité doit être maintenue en-dessous de 1 UTN pour assurer une désinfection efficace. Quand ce n'est pas possible, les turbidités doivent être maintenues en-dessous de 5 UTN avec des fluences plus élevées ^a
	Bactéries	4 (0,65–230 mJ/cm ²)		
	Protozoaires	4 (< 1–60 mJ/cm ²)		

Ct, produit de la concentration de désinfectant et du temps de contact ; VRL, valeur de réduction logarithmique

^a Voir *Turbidity: Information for regulators and operators of water supplies* (Annexe 1).

^b Désinfection chimique ; sont indiquées les valeurs de Ct permettant d'atteindre 2 VRL.

^c Rayonnement UV : est indiqué l'intervalle de doses UV permettant d'atteindre 4 VRL.

Sources: Chevretils et al. (2006); Dullemeier et al. (2006); Hijnen, Beerendonk & Medema (2006); voir également le document d'appui *Water treatment and pathogen control* (Annexe 1).

Les réductions microbiennes présentées dans le Tableau 7.7 se rapportent à de grands groupes ou catégories de micro-organismes : bactéries, virus et protozoaires. En effet, l'efficacité du traitement en vue d'obtenir une réduction microbienne diffère selon les groupes de micro-organismes en raison de propriétés différentes inhérentes à ces groupes (par exemple, taille, nature des enveloppes externes protectrices, propriétés physicochimiques de surface). Au sein de ces groupes microbiologiques, les différences d'efficacité des procédés de traitement sont moins importantes entre espèces, types ou souches spécifiques. Elles peuvent toutefois se produire. Le tableau indique donc des valeurs de réduction microbienne conservatives fondées sur les agents pathogènes les plus résistants ou persistants appartenant à un groupe microbiologique donné. Lorsque l'efficacité du traitement présente de grandes différences entre les membres spécifiques d'un groupe microbiologique donné, les résultats sont présentés séparément dans le tableau pour chacun de ces micro-organismes.

L'efficacité du traitement de réduction microbienne peut également varier quand différents procédés sont associés. L'application d'un traitement multi-barrières, par exemple dans des installations de traitement d'eau de boisson, peut renforcer la performance car le dysfonctionnement d'un procédé n'entraîne pas celui de l'ensemble du traitement. Cependant, des interactions positives et négatives peuvent se produire entre les multiples étapes de traitement ; la façon dont ces interactions affectent globalement la qualité de l'eau et la performance du traitement n'est pas encore totalement comprise. Dans le cas d'interactions positives, l'inactivation d'un contaminant est plus grande si deux étapes ont lieu simultanément plutôt que séparément. C'est le cas, par exemple, quand la coagulation et la sédimentation sont effectuées dans des conditions optimales ; alors, la performance des filtres à sable gravitaires rapides est améliorée. En revanche, des interactions négatives peuvent se produire quand un dysfonctionnement au cours de la première étape du procédé de traitement entraîne un dysfonctionnement dans la suivante ; par exemple, si la coagulation ne permet pas d'éliminer les matériaux organiques, cela peut entraîner une perte d'efficacité de la désinfection ultérieure et une augmentation potentielle des sous-produits de désinfection. Une évaluation globale de la performance du traitement de l'eau de boisson, dans le cadre de la mise en œuvre du PGSSE, doit permettre de mieux appréhender l'efficacité des procédés de traitement multiples pour garantir la sécurité de l'approvisionnement en eau de boisson.

Des informations plus détaillées concernant ces procédés de traitement de l'eau, leur mise en œuvre et leur performance en termes de réduction de la charge en agents pathogènes dans les réseaux de distribution en eau canalisés sont présentées dans le document d'appui *Water treatment and pathogen control* (Annexe 1).

Traitement domestique

Les technologies de traitement domestique de l'eau constituent un ensemble de dispositifs ou de méthodes utilisés pour le traitement de l'eau à domicile ou au point d'utilisation dans le cas d'autres structures. Ces technologies sont appelées technologies de traitement de l'eau au point d'utilisation ou au point d'entrée (Cotruvo & Sobsey, 2006 ; Nath, Bloomfield & Jones, 2006 ; voir également le document d'appui *Managing water in the home*, Annexe 1). Les technologies de traitement domestique de l'eau comprennent un ensemble d'options qui permettent aux individus et aux communautés de traiter l'eau collectée ou l'eau canalisée contaminée pour éliminer ou inactiver les micro-organismes pathogènes. Un grand nombre de ces méthodes sont couplées à un stockage en toute sécurité de l'eau traitée pour éviter ou minimiser les contaminations après le traitement domestique (Wright, Gundry & Conroy, 2003).

On a montré que le traitement domestique de l'eau et son stockage en toute sécurité amélioreraient significativement la qualité de l'eau et réduisaient les risques d'infections transmises par l'eau. (Fewtrell &

Colford, 2004 ; Clasen et al., 2006). Les stratégies de traitement domestique de l'eau peuvent avoir des effets sanitaires rapides et positifs clairs dans des situations où il n'est pas possible d'installer des réseaux de distribution canalisés et où les habitants dépendent d'une source d'eau qui peut être contaminée, ou lorsque l'eau stockée est contaminée suite à un manque d'hygiène au cours des manipulations, durant le transport ou au domicile. Le traitement domestique de l'eau peut également être utilisé pour résoudre les problèmes courants de contamination microbienne dans les réseaux de distribution canalisés. Des technologies similaires peuvent également être utilisées à petite échelle par des voyageurs dans des régions où la qualité de l'eau de boisson est incertaine (voir également la section 6.11).

Toutes les technologies de traitement domestique de l'eau ne permettent pas de lutter efficacement contre toutes les catégories d'agents pathogènes transmis par l'eau (bactéries, virus, protozoaires et helminthes). Par exemple, le chlore est inefficace pour inactiver les oocystes du protozoaire *Cryptosporidium* transmis par l'eau, tandis que certaines méthodes de filtration, telles que la filtration sur céramique, sur tissu ou sur fibres sont inefficaces pour éliminer les virus entériques. Dès lors, le choix des technologies nécessite une réflexion approfondie quand il s'agit de fixer des objectifs sanitaires de lutte contre les micro-organismes dans une source d'eau de boisson.

Définitions et descriptions des différentes technologies de traitement domestique de l'eau pour lutter contre une contamination microbienne :

• *Désinfection chimique* : La désinfection chimique de l'eau de boisson inclut toutes les méthodes utilisant le chlore, par exemple, le dioxyde de chlore, ainsi que l'ozone, certains autres agents oxydants et certains acides et bases forts. Excepté pour l'ozone, un dosage approprié des désinfectants chimiques a pour but de maintenir une concentration résiduelle dans l'eau pour assurer une certaine protection contre des contaminations post-traitement pendant le stockage. La désinfection domestique de l'eau de boisson dans les pays en développement est principalement réalisée avec le chlore libre, soit sous forme liquide avec l'acide hypochloreux (agent de blanchiment à usage domestique ou solution plus diluée d'hypochlorite de sodium entre 0,5 % et 1 % disponibles dans le commerce pour le traitement domestique de l'eau) ou sous forme sèche comme l'hypochlorite de calcium ou le dichlorocyanurate de sodium. Le choix de ces formes de chlore libre s'explique pour des raisons pratiques, par leur relative sécurité et la facilité de leur dosage. Cependant, le trichloroisocyanurate de sodium et le dioxyde de chlore sont également utilisés dans certaines technologies de traitement domestique de l'eau. Le dosage approprié du chlore pour le traitement domestique de l'eau est critique : il faut qu'il y ait suffisamment de chlore libre pour maintenir une concentration résiduelle durant le stockage et l'utilisation. Les doses de chlore libre recommandées sont d'environ 2 mg/l pour une eau limpide (< 10 unités de turbidité néphélobimétrique [UTN]) et le double (4 mg/l) pour une eau trouble (> 10 UTN). Bien que ces doses de chlore libre permettent d'atteindre des concentrations résiduelles de chlore excédant la concentration résiduelle de chlore recommandée pour le traitement centralisé de l'eau au point de distribution (0,2-0,5 mg/l), ces doses sont considérées comme appropriées pour un traitement domestique de l'eau afin de maintenir une concentration résiduelle de chlore libre de 0,2 mg/l dans l'eau stockée traitée à domicile par chloration. Des informations plus détaillées sur la chloration au point d'utilisation sont proposées dans le document *Preventing travellers' diarrhoea: How to make drinking water safe* (OMS, 2005).

La désinfection de l'eau de boisson avec de l'iode, qui est également un oxydant puissant, n'est généralement pas recommandée pendant de longues périodes sauf si les concentrations résiduelles sont contrôlées, en raison des effets toxiques d'une ingestion excessive sur la glande thyroïde ; cependant, cette question est réexaminée car la carence en iode est un problème sanitaire grave dans de nombreuses parties du monde (voir également la section 6.11 et le Tableau 6.1). Comme pour le traitement centralisé, l'ozone destiné au traitement domestique de l'eau doit être généré sur site, généralement par effet corona ou par électrolyse, ces deux méthodes nécessitant un approvisionnement électrique. En conséquence, l'ozone n'est pas recommandé pour un traitement domestique de l'eau car sa production nécessite une source fiable d'électricité, en raison de la complexité de sa production et de son dosage pour une application à petite échelle, ainsi que de son coût relativement élevé. Les acides et bases forts ne sont pas recommandés comme

désinfectants chimiques pour l'eau de boisson car ce sont des produits chimiques dangereux pouvant altérer le pH de l'eau qui tend alors vers des valeurs dangereusement faibles ou élevées. Toutefois, en tant qu'intervention d'urgence ou à court terme, les jus de certains agrumes, tels que les citrons verts (lime) et jaunes, peuvent être ajoutés à l'eau pour inactiver *Vibrio cholerae*, s'ils sont ajoutés en quantité suffisante pour abaisser le pH de l'eau (vraisemblablement à un pH inférieur à 4,5).

- *Filtres à membrane, en céramique poreuse ou composites* : Ces filtres ont des tailles de pore définies et comprennent les filtres à cartouche de carbone, les filtres en céramique poreuse contenant de l'argent colloïdal, les membranes polymériques et les filtres en fibres, tissu. Leur principe de fonctionnement repose sur le criblage physique à travers une surface poreuse unique ou des surfaces multiples présentant des pores structurés pour éliminer physiquement et retenir les micro-organismes par exclusion de taille. Certains de ces filtres peuvent également comporter des surfaces traitées avec des produits chimiques antimicrobiens ou bactériostatiques ou des modifications chimiques pour provoquer l'adsorption sur les surfaces de matériau filtrant et les inactiver ou au moins éviter leur multiplication. Les filtres en tissu, tels que les filtres à tissu de sari, ont été recommandés pour réduire la charge en *Vibrio cholerae* dans l'eau. Cependant ces filtres retiennent uniquement les vibrions associés à des copépodes, d'autres grands crustacés ou d'autres eucaryotes de grande taille retenus par le tissu. Ils ne retiennent pas les vibrions dispersés ou d'autres bactéries non associées à des copépodes, autres crustacés, sédiments en suspension ou grands eucaryotes car les pores du tissu sont beaucoup plus larges que les bactéries et les laissent donc passer. La plupart des technologies de filtration domestique fonctionnent par gravité ou sous l'effet de la pression de l'eau provenant d'un réseau canalisé. Toutefois, certaines formes d'ultrafiltration, nanofiltration et filtration par osmose inverse peuvent nécessiter une alimentation électrique fiable pour fonctionner.

- *Filtres à matériaux granulaires* : Les filtres à matériaux granulaires comprennent les filtres à sable ou à terre de diatomées ou d'autres filtres utilisant des particules libres, sous forme de lit fixe ou de couches permettant la circulation de l'eau. Ces filtres retiennent les micro-organismes par une combinaison de processus physiques et chimiques, notamment un criblage physique, une sédimentation et une adsorption. Certains peuvent également être pourvus de surfaces chimiquement actives antimicrobiennes ou bactériostatiques ou d'autres modifications chimiques. D'autres filtres à matériaux granulaires sont biologiquement actifs suite au développement de couches de micro-organismes et à leur sécrétion de polymères à la surface ou à l'intérieur de la matrice du matériau granulaire. Cette couche biologiquement active, appelée *schmutzdecke* dans les filtres à sable lents conventionnels, retient les micro-organismes et entraîne souvent leur inactivation et leur biodégradation. Un filtre adapté à un usage à l'échelle domestique a été développé ; il est doté d'une couche à surface biologiquement active et peut être alimenté par intermittence avec de l'eau.

- *Désinfection solaire* : Il existe un certain nombre de technologies utilisant le rayonnement solaire pour désinfecter l'eau. Certaines utilisent le rayonnement solaire pour inactiver les micro-organismes dans des récipients sombres ou opaques et reposent sur l'échauffement dû à l'énergie solaire. D'autres, telles que la désinfection solaire ou système SODIS, utilisent des récipients en plastique clair que traverse le rayonnement UV de la lumière solaire et exploitent l'action combinée du rayonnement UV, l'activité oxydative associée à l'oxygène dissous et la chaleur. D'autres formes physiques des systèmes d'exposition au rayonnement solaire utilisent également des combinaisons de ces effets du rayonnement solaire dans d'autres types de récipients, tels que des sacs en plastique et des panneaux perméables au rayonnement UV (par exemple, pasteurisation solaire « solar puddle »).

• *Technologies utilisant le rayonnement UV émis par des lampes* : Un certain nombre de technologies de traitement de l'eau de boisson utilisent le rayonnement UV émis par des lampes UV pour inactiver les micro-organismes. Pour le traitement de l'eau au niveau domestique ou à petite échelle, des lampes à arc basse pression produisant un rayonnement monochromatique germicide de longueur d'onde égale à 254 nm sont utilisées la plupart du temps. Généralement, ces technologies consistent à exposer l'eau dans un récipient ou des réacteurs à flux continu au rayonnement UV produit par des lampes à une dose (fluence) suffisante pour inactiver les agents pathogènes transmis par l'eau. L'application de ces technologies dans les pays en développement peut être limitée car elles nécessitent une alimentation fiable en électricité ainsi qu'en raison de leur coût et besoins de maintenance.

• *Technologies thermiques (utilisant la chaleur)* : Les principaux mécanismes des méthodes thermiques font appel à la chaleur produite par la combustion d'un carburant pour détruire les micro-organismes présents dans l'eau. Elles comprennent notamment des procédés d'ébullition et de chauffage à des températures assurant la pasteurisation (habituellement > 63 °C pendant 30 minutes dans le cas du lait). La procédure recommandée pour le traitement de l'eau consiste à augmenter la température afin d'amener l'eau à ébullition, à retirer l'eau de la source de chaleur et à la laisser refroidir naturellement, puis à la protéger contre les contaminations post-traitement pendant le stockage (voir le document d'appui *Boil water* ; Annexe 1). Les technologies solaires mentionnées plus haut, qui utilisent le rayonnement solaire comme source de chaleur ou comme source de chaleur et de rayonnement UV n'entrent pas dans la présente catégorie.

• *Coagulation, précipitation et/ou sédimentation*: La coagulation ou la précipitation s'applique à tout dispositif ou méthode employant un coagulant ou un agent de précipitation naturel ou chimique pour entraîner la coagulation ou la précipitation de particules en suspension, notamment les micro-organismes, afin de promouvoir leur sédimentation. La sédimentation est toute méthode de traitement de l'eau fondée sur la décantation de particules en suspension, notamment les micro-organismes, pour les éliminer de l'eau. Ces méthodes peuvent être utilisées parallèlement aux matériaux en tissu ou en fibres pour une étape de criblage afin d'éliminer les floccs (grosses particules coagulées ou précipitées qui se forment dans l'eau). Cette catégorie inclut la simple sédimentation (c'est-à-dire celle qui est réalisée sans utiliser de coagulant chimique). Celle-ci se pratique généralement avec trois cuves ou autres récipients de stockage de l'eau disposés en série dans lesquels l'eau, après sédimentation (décantation) est transférée avec précaution quotidiennement ; arrivée dans le troisième récipient, après cette décantation séquentielle, l'eau a donc été stockée au moins 2 jours pour permettre la réduction de la charge microbienne.

• *Approches de traitement combinées (multi-barrières)* : Il s'agit de toute combinaison des technologies décrites ci-dessus utilisées conjointement, soit simultanément soit séquentiellement, pour le traitement de l'eau. Ces traitements combinés comprennent la coagulation et la désinfection, la filtration sur matériau filtrant et la désinfection, ou bien la filtration sur matériau filtrant et la filtration sur membrane. Certaines de ces technologies utilisent des produits chimiques à usage unique disponibles dans le commerce sous forme de granulés, de poudre ou de comprimés contenant un agent chimique coagulant, tel qu'un sel de fer ou d'aluminium, et un désinfectant, tel que le chlore. Lorsqu'ils sont ajoutés dans l'eau, ces produits chimiques font coaguler et flocculer les impuretés favorisant une sédimentation rapide et efficace et ils libèrent le désinfectant chimique (par exemple, le chlore) inactivant les micro-organismes. D'autres technologies de traitement combinées font appel à des dispositifs physiques incluant deux ou plusieurs étapes de traitement, telles que la filtration sur matériau filtrant ou sur membrane ou des adsorbants pour éliminer physiquement les micro-organismes ainsi qu'à des désinfectants chimiques ou à un autre procédé de traitement physique (par exemple, le rayonnement UV) pour tuer tous les micro-organismes résiduels non éliminés physiquement par filtration ou adsorption. De nombreux dispositifs combinés de traitement domestique de l'eau sont des produits disponibles dans le commerce qui peuvent être achetés en vue d'une utilisation domestique ou

locale. Le choix des dispositifs disponibles dans le commerce qui associent plusieurs technologies doit tenir compte des technologies de traitement mises en œuvre. Il faut également qu'ils répondent aux critères de performance de réduction de la charge microbienne et, de préférence, que ces performances soient certifiées par une autorité nationale ou internationale crédible, telle qu'une organisation publique ou une organisation indépendante représentant le secteur privé qui certifie l'application de bonnes pratiques et les performances notifiées.

Les réductions estimées, en termes de bactéries, virus et protozoaires parasites transmis par l'eau, obtenues au moyen de plusieurs des technologies de traitement domestique de l'eau mentionnées plus haut sont résumées dans le Tableau 7.8. Ces réductions sont fondées sur les résultats d'études publiées dans la littérature. Deux catégories d'efficacité sont décrites : éliminations minimales et éliminations maximales. Les éliminations minimales sont celles qui sont généralement attendues dans la pratique réelle sur le terrain quand elles sont réalisées par des personnes relativement inexpérimentées qui appliquent le traitement aux eaux brutes de qualité moyenne et variable et lorsque des installations minimales ou des instruments d'appui sont disponibles pour optimiser les conditions de traitement et les pratiques. Les éliminations maximales sont celles qui sont possibles quand le traitement est optimisé par des opérateurs expérimentés qui s'appuient sur des instruments et d'autres outils pour maintenir le niveau le plus élevé de performance dans des eaux de qualité prévisible et constante (par exemple, eau d'essaiensemencée avec des concentrations connues de micro-organismes spécifiques. Il faut noter que les performances de certains procédés de traitement de l'eau, exprimées en valeur de réduction logarithmique, diffèrent suivant qu'il s'agit du traitement domestique de l'eau (Tableau 7.8) ou du traitement centralisé (Tableau 7.7). Ces différences de performance pour des technologies de traitement identiques sont prévisibles car un traitement centralisé est souvent appliqué à une eau de qualité adaptée au procédé de traitement, lequel est mis en œuvre par des opérateurs formés utilisant des procédés bien conçus et dont le fonctionnement est contrôlé. En revanche, le traitement domestique de l'eau est souvent appliqué à des eaux présentant toute une gamme de qualités, certaines n'étant pas optimales pour obtenir la meilleure performance technologique. De plus, le traitement est souvent mis en œuvre sans contrôle opérationnel par des personnes relativement peu formées et inexpérimentées pour cette tâche, par comparaison avec celles qui gèrent des installations de traitement de l'eau centralisé. Des informations plus détaillées sur ces procédés de traitement, notamment sur les facteurs qui influencent leur performance et sur le fondement des niveaux de performance exprimés par des valeurs de réduction logarithmiques dans le Tableau 7.8, sont présentées dans les documents d'appui *Managing water in the home* et *Guidelines for the microbiological performance evaluation of point-of-use drinking-water technologies* (Annexe 1).

Tableau 7.8 Réductions du nombre de bactéries, virus et protozoaires obtenues par des technologies de traitement domestique de l'eau

Procédé de traitement	Groupe d'agents pathogènes entériques	Élimination minimale (VRL)	Élimination maximale (VRL)	Notes
Désinfection chimique				
Désinfection par le chlore libre	Bactéries	3	6	Le produit chlore libre × temps de contact permet de prédire l'efficacité ; inefficace contre les oocystes de <i>Cryptosporidium</i> . La
	Virus	3	6	
	Protozoaires, non- <i>Cryptosporidium</i>	3	5	

Procédé de traitement	Groupe d'agents pathogènes entériques	Élimination minimale (VRL)	Élimination maximale (VRL)	Notes
	<i>Cryptosporidium</i>	0	1	turbidité et les solutés à forte demande en chlore inhibent ce procédé ; donc, la turbidité doit être maintenue en-dessous de 1 UTN pour assurer une désinfection efficace. Quand ce n'est pas possible, la turbidité doit être maintenue en-dessous de 5 UTN, bien que la désinfection puisse encore être réalisée si l'objectif de 5 UTN ne peut être atteint. Pour des turbidités supérieures à 1 UTN, des doses de chlore plus élevées ou des temps de contact plus longs sont nécessaires ^a
Filtration sur membrane, céramique poreuse ou composites				
Filtration sur céramique poreuse ou cartouche de carbone	Bactéries	2	6	Varie avec la taille des pores, la vitesse du flux, le matériau filtrant et la présence d'argent ou d'autres agents chimiques ou l'enrichissement avec ces agents
	Virus	1	4	
	Protozoaires	4	6	
Filtration sur membrane (microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration, osmose inverse)	Bactéries	2 MF ; 3 UF, NF ou OI	4 MF ; 6 UF, NF ou OI	Varie avec la taille des pores de la membrane, l'intégrité du matériau filtrant et des joints du filtre et la résistance à la dégradation chimique et biologique (« growth-through ») ; réductions maximales associées à une turbidité de l'eau filtrée < 0,1 UTN ^a
	Virus	0 MF ; 3 UF, NF ou OI	4 MF ; 6 UF, NF ou OI	
	Protozoaires	2 MF ; 3 UF, NF ou OI	6 MF ; 6 UF, NF ou OI	
Filtration sur fibres et tissu (par exemple, filtration sur tissu de sari)	Bactéries	1	2	L'association à des particules ou à du plancton augmente l'élimination des micro-organismes, notamment les filaires de Médine (<i>Dracunculus medinensis</i>) associées à des copépodes et <i>Vibrio cholerae</i> associé à du plancton ; les protozoaires de plus grande taille (> 20 µm) peuvent être éliminés ; inefficace contre les virus, les bactéries dispersées et les petits protozoaires (par exemple, <i>Giardia intestinalis</i> , 8–12 µm, et <i>Cryptosporidium</i> 4–6 µm)
	Virus	0	0	
	Protozoaires	0	1	

Procédé de traitement	Groupe d'agents pathogènes entériques	Élimination minimale (VRL)	Élimination maximale (VRL)	Notes
Filtration granulaire				
Filtres à matériau granulaire rapide, à terre de diatomées, à biomasse et à base de combustible fossile (charbon actif granulaire ou en poudre, cendres de bois ou de charbon de bois, balles de riz brûlées, etc.)	Bactéries	1	4+	Varie considérablement avec la taille et les propriétés du matériau, la vitesse du flux et les conditions opératoires ; certaines options sont plus pratiques que d'autres à utiliser dans les pays en développement
	Virus	1	4+	
	Protozoaires	1	4+	
Filtration lente sur sable, pratiquée de manière intermittente au niveau domestique	Bactéries	1	3	Varie avec la maturité du filtre, les conditions opératoires, la vitesse du flux, la granulométrie et le temps de contact avec le lit filtrant
	Virus	0,5	2	
	Protozoaires	2	4	
Désinfection solaire				
Désinfection solaire (rayonnement UV solaire + effets thermiques)	Bactéries	3	5+	Varie avec l'oxygénation, l'intensité de la lumière solaire, la durée d'exposition, la température, la turbidité et la taille du récipient contenant l'eau (hauteur d'eau)
	Virus	2	4+	
	Protozoaires	2	4+	
Technologies utilisant le rayonnement UV émis par des lampes				
Rayonnement UV	Bactéries	3	5+	L'efficacité de la désinfection dépend de la fluence (dose) fournie, qui varie avec l'intensité, la durée de l'exposition et la longueur d'onde des UV. Une turbidité excessive et certaines espèces dissoutes inhibent ce procédé ; donc, la turbidité doit être maintenue en-dessous de 1 UTN pour assurer une désinfection efficace. Quand ce n'est pas possible, les turbidités doivent être maintenues en-dessous de 5 UTN avec des fluences plus élevées ^a
	Virus	2	5+	
	Protozoaires	3	5+	
Technologies thermiques (utilisant la chaleur)				
Thermique (par exemple, ébullition)	Bactéries	6	9+	Les valeurs se réfèrent à des cellules végétatives ; les spores sont plus résistantes à l'inactivation thermique que les cellules végétatives ; le traitement par ébullition destiné à réduire la concentration des spores doit être pratiqué à une température et pendant une durée suffisantes
	Virus	6	9+	
	Protozoaires	6	9+	
Sédimentation				
Sédimentation simple	Bactéries	0	0,5	Efficacité due à la décantation des micro-organismes associés à des
	Virus	0	0,5	

Procédé de traitement	Groupe d'agents pathogènes entériques	Élimination minimale (VRL)	Élimination maximale (VRL)	Notes
	Protozoaires	0	1	particules ou de grande taille (sédimentables) ; varie avec le temps de stockage et la quantité de particules dans l'eau
Approches de traitement combinées				
Systèmes associant flocculation et désinfection (par exemple, sachets de poudre ou comprimés disponibles dans le commerce)	Bactéries	7	9	Une élimination partielle de <i>Cryptosporidium</i> est possible par coagulation
	Virus	4,5	6	
	Protozoaires	3	5	

VRL, valeur de réduction logarithmique ; MF, microfiltration ; NF, nanofiltration ; OI, osmose inverse ; UF, ultrafiltration

^a Voir *Turbidity: Information for regulators and operators of water supplies* (Annexe 1).

Les valeurs indiquées dans le Tableau 7.8 ne prennent pas en compte les contaminations post-traitement de l'eau stockée, qui peuvent limiter l'efficacité de certaines technologies si les méthodes de stockage utilisées ne sont pas sûres. Les meilleures options de traitement domestique de l'eau comprendront un mode de stockage sans risque, par exemple, des récipients couverts, à ouverture étroite, dotés d'un robinet ou d'une goulotte pour délivrer l'eau stockée.

La validation, la surveillance et la certification du traitement domestique de l'eau et de son stockage sont recommandées, tout comme pour les approvisionnements et les systèmes de distribution d'eau centralisés. Les entités responsables de ces activités pour les systèmes de traitement domestique de l'eau peuvent différer de celles d'approvisionnements centralisés. En outre, des entités différentes peuvent être respectivement responsables de la validation, d'une surveillance et d'une certification indépendantes. Néanmoins, la validation et la surveillance, ainsi que la certification, revêtent une importance critique pour une gestion efficace des approvisionnements domestiques et autres approvisionnements en eau de boisson au point d'utilisation et au point d'entrée de même que pour leurs technologies de traitement et de stockage, tout comme pour les systèmes centralisés (voir les sections 2.3 et 5.2.3).

Les dispositifs de traitement de l'eau non canalisée construits par des sociétés commerciales, achetés dans le commerce ou provenant d'autres sources externes devraient être certifiés pour répondre aux exigences ou directives en matière de performance ou d'efficacité, de préférence par un organisme de certification indépendant accrédité. Si les dispositifs de traitement sont fabriqués localement et gérés au niveau domestique, la vérification, étayée par des données, de l'efficacité de la construction et de l'utilisation ainsi que la surveillance des performances lors de l'utilisation sont recommandées et encouragées.

7.4 Suivi microbiologique

Un suivi microbiologique peut être réalisé pour répondre à différents objectifs, notamment :

- validation (voir également la section 4.1.7) ;
- suivi opérationnel (voir également les sections 2.2.2 et 4.2) ;
- vérification (voir également les sections 2.3.1 et 4.3) ;
- surveillance (voir le Chapitre 5) ;

- suivi des sources d'eau pour identifier les objectifs de performance (voir les sections 7.2 et 7.3.1) ;
- collecte des données pour la QMRA (voir également la section 7.2.3 et le document d'appui *Quantitative microbial risk assessment: application for water safety management*, Annexe 1).

Pour des raisons liées à la complexité, la sensibilité de détection, le coût et le temps nécessaire à l'obtention de résultats, les tests de détection d'agents pathogènes spécifiques se limitent généralement à une évaluation de la qualité de l'eau brute qui permet de fixer des objectifs de performance et sert de base à la validation, le suivi étant utilisé pour savoir si un traitement ou autre procédé a permis d'éliminer efficacement les organismes cibles. Un test de détection d'agents pathogènes peut être effectué occasionnellement pour vérifier l'efficacité d'un traitement ou procédé spécifique. Cependant, les analyses microbiologiques intervenant dans la vérification, le suivi opérationnel et la surveillance se limitent habituellement à la recherche d'organismes indicateurs.

Différentes méthodes peuvent être utilisées pour la détection de bactéries, de virus, de protozoaires parasites et d'helminthes dans l'eau. L'utilisation de certaines méthodes, telles que la microscopie, reposent sur la détection de la particule ou de l'organisme entier. D'autres méthodes, telles que l'amplification moléculaire par la réaction de polymérisation en chaîne (PCR), ciblent le matériel génomique, l'acide désoxyribonucléique (ADN) ou l'acide ribonucléique (ARN). D'autres méthodes encore, telles que des méthodes de détection immunologique (par exemple, l'essai d'immuno-absorption enzymatique (ELISA)), ciblent les protéines. Des méthodes basées sur la culture, telles que des cultures liquides ou sur milieux bactériens gélosés et les cultures cellulaires pour les virus et les phages, permettent de détecter des organismes en se basant sur l'infection ou la croissance.

La culture en milieu liquide ou sur milieu solide est largement utilisée pour déterminer le nombre de bactéries viables dans l'eau. Les exemples les mieux connus sont les méthodes basées sur la culture pour des indicateurs tels que *E. coli*. Les virus peuvent être détectés par plusieurs méthodes. Le nombre de virus infectieux dans l'eau peut être déterminé en utilisant des cultures cellulaires. Les génomes viraux peuvent également être détectés par PCR. Les protozoaires parasites sont souvent détectés par séparation immunomagnétique combinée à la microscopie par immunofluorescence. La PCR peut également être utilisée. Les helminthes sont généralement détectés en utilisant la microscopie.

Pour l'investigation de sources associées aux flambées de maladies infectieuses liées à l'eau, les dangers microbiens sont généralement typés par PCR, éventuellement complétée par un séquençage pour améliorer la précision de l'identification. Une approche innovante est l'analyse métagénomique (c'est-à-dire le séquençage d'acides nucléiques obtenus directement à partir d'échantillons environnementaux). Cette analyse permet d'identifier une multitude de dangers microbiens dans un échantillon d'eau.

Il importe d'avoir à l'esprit que les différentes méthodes mesurent différentes propriétés des micro-organismes. Les méthodes basées sur la culture permettent de détecter des organismes vivants tandis que la microscopie, la détection d'acides nucléiques et les tests immunologiques mesurent la présence physique des micro-organismes ou de composants de ceux-ci et ne permettent pas de savoir si ce qui est détecté est vivant ou infectieux. Ceci accroît l'incertitude concernant l'importance des risques pour la santé humaine par rapport à la détection par des méthodes basées sur la culture. Lorsqu'on utilise des méthodes non basées sur la culture, dont les mesures ne sont pas exprimées en unités indicatives de culturabilité ou d'infectivité, des hypothèses sont alors souvent formulées quant à la proportion d'agents pathogènes ou composants détectés qui sont véritablement viables et infectieux.

L'utilisation d'organismes tels que *E. coli* comme indicateurs de contamination fécale est une pratique bien établie dans l'évaluation de la qualité de l'eau de boisson. De tels indicateurs fécaux ne doivent pas être eux-mêmes des agents pathogènes et doivent également répondre aux critères suivants :

- être universellement présents en grand nombre dans les fèces humaines et animales ;
- ne pas se multiplier dans les eaux naturelles ;
- persister dans l'eau de la même manière que les agents pathogènes fécaux ;

- être présents en nombre plus élevé que les agents pathogènes fécaux ;
- répondre aux procédés de traitement de manière similaire à celle des agents pathogènes fécaux ;
- être aisément détectés par des méthodes de culture simples et peu onéreuses.

Ces critères reflètent l'hypothèse selon laquelle le même organisme pourrait être utilisé à la fois comme indicateur de contamination fécale et indicateur d'efficacité de traitement/procédé. Cependant, il est apparu clairement qu'un seul indicateur ne pouvait remplir ces deux rôles et qu'il faudrait s'adresser à plusieurs organismes différents selon les différents objectifs (Tableau 7.9). Par exemple, des bactéries hétérotrophes peuvent être utilisées comme indicateurs fonctionnels de l'efficacité de désinfection et de propreté du réseau de distribution ; *Clostridium perfringens* et des coliphages peuvent être utilisés pour valider l'efficacité de systèmes de traitement.

Traditionnellement, *Escherichia coli* a été utilisé pour assurer un suivi de la qualité de l'eau de boisson et reste un paramètre important de suivi utilisé comme élément de vérification ou de surveillance. Dans de nombreuses situations, des coliformes thermotolérants peuvent être recherchés à la place de *E. coli*. L'eau destinée à la consommation humaine ne devrait contenir aucun organisme indicateur de contamination fécale. Dans la majorité des cas, le suivi de *E. coli* ou de coliformes thermotolérants est très sûr en raison du nombre élevé de ces organismes dans les eaux contaminées.

Cependant, une attention accrue a été accordée aux points faibles des indicateurs traditionnels, tels que *E. coli*, en tant qu'organismes indicateurs dans le cas des virus et protozoaires entériques. En l'absence de détection de *E. coli*, une eau de boisson traitée peut cependant contenir des virus et des protozoaires, plus résistants dans les conditions environnementales habituelles ainsi qu'aux procédés de traitement, notamment la filtration et la désinfection. Des études rétrospectives de flambées de maladies transmises par l'eau ont montré que la sécurité sanitaire ne pouvait pas être garantie en se fondant entièrement sur des hypothèses reposant sur l'absence ou la présence de *E. coli*. Dans certaines circonstances, il peut être souhaitable d'inclure des micro-organismes plus résistants, tels que des bactériophages et/ou des spores bactériennes comme indicateurs de danger microbien persistant. Leur inclusion dans les programmes de suivi, y compris les programmes de lutte et de surveillance, devrait être évaluée en relation avec le contexte local et les connaissances scientifiques, par exemple lorsqu'une eau de source est connue pour être contaminée par des virus et parasites entériques ou lorsqu'une telle contamination est soupçonnée suite à l'impact de déchets humains ou animaux.

D'autres informations sur les organismes indicateurs sont présentées dans le document d'appui *Assessing microbial safety of drinking water* (Annexe 1).

Tableau 7.9 Utilisation d'organismes indicateurs dans le suivi

Microorganisme(s)	Type de suivi			et
	Validation du procédé	Opérationnel	Vérification surveillance	
<i>E. coli</i> (ou coliformes thermotolérants)	Sans objet	Sans objet	Indicateur	de contamination fécale
Coliformes totaux	Sans objet	Indicateur de propreté et d'intégrité des réseaux de distribution	Sans objet	
Numération de bactéries hétérotrophes	Indicateur de l'efficacité de la désinfection bactérienne	Indicateur de l'efficacité des procédés de désinfection, de la propreté et de l'intégrité des réseaux de distribution	Sans objet	
<i>Clostridium perfringens</i> ^a	Indicateur de l'efficacité des procédés de désinfection et d'élimination physique pour les virus et les protozoaires	Sans objet	Sans objet ^b	

Microorganisme(s)	Type de suivi		Vérification et surveillance
	Validation du procédé	Opérationnel	
Coliphages	Indicateur de l'efficacité des	Sans objet	Sans objet ^b
Phages de <i>Bacteroides fragilis</i>	procédés de désinfection et d'élimination physique pour les virus		
Virus entériques			

^a L'utilisation de *Clostridium perfringens* pour la validation dépendra du procédé de traitement évalué.

^b Pourrait être utilisé pour la vérification lorsque les eaux de source sont connues pour être contaminées par des virus et des protozoaires entériques ou lorsqu'une telle contamination est soupçonnée suite à l'impact de déchets fécaux humains.

Le Tableau 7.10 présente les valeurs guides pour la vérification de la qualité microbienne de l'eau de boisson. Les valeurs individuelles ne devraient pas être reprises telles quelles à partir du tableau. Les valeurs guides devraient être utilisées et interprétées conjointement aux informations contenues dans les présentes directives ou dans d'autres documents d'appui.

Tableau 7.10 Valeurs guides pour la vérification de la qualité microbienne^a (voir également le tableau 5.2)

Organismes	Valeur guide
Toutes les eaux directement destinées à la boisson	
<i>E. coli</i> ou bactéries coliformes thermotolérantes ^{b,c}	Ne doit pas être détectable dans un échantillon de 100 ml
Eau traitée entrant dans le réseau de distribution	
<i>E. coli</i> ou bactéries coliformes thermotolérantes ^b	Ne doit pas être détectable dans un échantillon de 100 ml
Eau traitée dans le système de distribution	
<i>E. coli</i> ou bactéries coliformes thermotolérantes ^b	Ne doit pas être détectable dans un échantillon de 100 ml

^a Une investigation doit être immédiatement déclenchée si des *E. coli* sont détectés.

^b Bien que *E. coli* soit l'indicateur de contamination fécale le plus précis, la numération des bactéries coliformes thermotolérantes est une autre solution acceptable. Si nécessaire, des tests de confirmation appropriés doivent être effectués. Les bactéries coliformes totales ne constituent pas un indicateur acceptable en matière de qualité sanitaire des approvisionnements en eau, dans les régions tropicales en particulier, où de nombreuses bactéries sans incidence sanitaire sont présentes dans presque tous les approvisionnements non traités.

^c Des contaminations fécales ont été constatées dans la grande majorité des approvisionnements en eau en zone rurale, en particulier dans les pays en développement. Dans ces conditions en particulier, des objectifs à moyen terme pour obtenir une amélioration progressive des approvisionnements en eau devraient être fixés.

En raison de la sensibilité variable aux agents pathogènes, l'exposition à une eau de boisson de qualité particulière peut avoir des effets sanitaires différents selon les populations. Pour établir des normes nationales, il faut définir des populations de référence ou, dans certains cas, cibler des sous-populations vulnérables. Les autorités nationales ou locales peuvent souhaiter appliquer des caractéristiques spécifiques à leurs populations pour fixer des normes nationales.

7.5 Méthodes de détection des organismes indicateurs de contamination fécale

La recherche d'organismes indicateurs de contamination fécale fournit une indication sensible, même si elle n'est pas la plus rapide, de la contamination des approvisionnements en eau de boisson. Comme le milieu de culture et les conditions d'incubation, ainsi que la nature et l'âge de l'échantillon d'eau, peuvent

influencer les espèces isolées et leur numération, l'exactitude des résultats des examens microbiologiques peut être variable. Cela signifie que la normalisation des méthodes et des procédures de laboratoire a une grande importance afin d'uniformiser les critères de qualité microbienne de l'eau dans les différents laboratoires et au niveau international.

Les méthodes normalisées internationales devraient être évaluées dans le contexte local avant d'être adoptées. Des méthodes normalisées établies sont disponibles, comme celles de l'Organisation internationale de normalisation (ISO) (Tableau 7.11) ou des méthodes d'efficacité et fiabilité équivalentes. Il est souhaitable que des méthodes normalisées établies soient utilisées pour les examens systématiques. Quelle que soit la méthode choisie pour la détection de *E. coli* ou des coliformes thermotolérants, l'importance de revitaliser ou de récupérer des souches endommagées dans l'environnement ou par les désinfectants doit être envisagée.

Tableau 7.11 Normes de l'Organisation internationale de normalisation (ISO) pour la détection et la numération des organismes indicateurs de contamination fécale dans l'eau

Norme ISO	Titre (qualité de l'eau)
6461-1:1986	Recherche et dénombrement des spores de micro-organismes anaérobies sulfito-réducteurs (clostridia)—Partie 1 : Méthode par enrichissement dans un milieu liquide
6461-2:1986	Recherche et dénombrement des spores de micro-organismes anaérobies sulfito-réducteurs (clostridia)—Partie 2 : Méthode par filtration sur membrane
7704:1985	Évaluation des membranes filtrantes utilisées pour des analyses microbiologiques
9308-1:2014	Recherche et dénombrement de <i>Escherichia coli</i> et des bactéries coliformes—Partie 1 : Méthode par filtration sur membrane pour les eaux à faible teneur en bactéries
9308-2:2012	Recherche et dénombrement de <i>Escherichia coli</i> et des bactéries coliformes—Partie 2 : Méthode du nombre le plus probable
9308-3:1998	Recherche et dénombrement de <i>Escherichia coli</i> et des bactéries coliformes—Partie 3: Méthode miniaturisée (nombre le plus probable) pour la recherche et le dénombrement des <i>E. coli</i> dans les eaux de surface et résiduaires
10705-1:1995	Détection et dénombrement des bactériophages—Partie 1 : Dénombrement des bactériophages ARN F spécifiques
10705-2:2000	Détection et dénombrement des bactériophages—Partie 2 : Dénombrement des coliphages somatiques
10705-3:2003	Détection et dénombrement des bactériophages—Partie 3 : Validation des méthodes de concentration des bactériophages dans l'eau
10705-4:2001	Détection et dénombrement des bactériophages—Partie 4 : Dénombrement des bactériophages infectant <i>Bacteroides fragilis</i>

7.6 Identification des mesures locales en réponse à des problèmes et des situations d'urgence concernant la qualité microbienne de l'eau

En situation d'urgence, lorsque la contamination fécale de l'approvisionnement en eau de boisson est évidente, il peut être nécessaire de modifier le traitement des sources existantes ou d'utiliser temporairement d'autres sources d'eau de boisson. Il peut être nécessaire de renforcer la désinfection à la source, après le traitement ou pendant la distribution.

Si la qualité microbienne ne peut être préservée, il peut être nécessaire de conseiller aux consommateurs de bouillir l'eau pendant la durée de la situation d'urgence (voir la section 7.6.1). Il peut être préférable d'entamer une surchloration et de prendre des mesures correctives immédiates lorsque la vitesse de réponse est suffisante pour empêcher des quantités significatives d'eau contaminée d'atteindre les consommateurs.

Pendant les flambées de maladies potentiellement transmises par l'eau ou lorsqu'une contamination fécale d'un approvisionnement en eau de boisson est détectée, la concentration de chlore libre devrait être portée à plus de 0,5 mg/l dans l'ensemble du système comme réponse minimale immédiate. Il est capital que

les décisions soient prises en concertation avec les autorités de santé publique et, le cas échéant, avec les autorités civiles (voir également les sections 4.4.3, 6.2 et 8.7).

7.6.1 Recommandations de faire bouillir l'eau

Les recommandations de faire bouillir l'eau présentent de nombreux points communs avec les recommandations préconisant d'éviter de consommer l'eau en cas de contamination chimique grave (voir la section 8.7). Les distributeurs d'eau, en collaboration avec les autorités de santé publique, devraient élaborer des protocoles détaillant les consignes de faire bouillir l'eau. Les protocoles devraient être préparés avant la survenue des événements et être intégrés dans les plans de gestion. Les décisions d'émettre des recommandations sont souvent prises dans des délais très courts et élaborer des réponses quand un événement est en cours peut compliquer la prise de décision, compromettre la communication et miner la confiance de l'opinion publique. Outre les informations présentées dans la section 4.4.3, les protocoles devraient traiter des points suivants :

- les critères de communication et d'annulation des recommandations ;
- les informations à fournir au grand public et à des groupes spécifiques ;
- les activités affectées par la recommandation.

Les protocoles doivent identifier des mécanismes pour la communication des recommandations de faire bouillir l'eau. Les mécanismes peuvent varier selon la nature de l'approvisionnement et la taille de la communauté affectée et peuvent inclure :

- des communiqués de presse à la télévision, à la radio et dans les journaux ;
- des contacts par téléphone, courriel et télécopie d'établissements spécifiques, associations communautaires et autorités locales ;
- l'affichage d'avis dans des endroits bien visibles ;
- l'avertissement personnel direct ;
- l'avertissement par courrier.

Les méthodes choisies doivent assurer raisonnablement que toutes les personnes concernées par la recommandation, notamment les résidents, les travailleurs et les voyageurs seront informées dès que possible.

Les recommandations de faire bouillir l'eau doivent préciser que la sécurité sanitaire de l'eau peut être garantie en la faisant bouillir à gros bouillons. Après ébullition, l'eau doit refroidir spontanément sans y ajouter de la glace. Ce procédé est efficace quelle que soit l'altitude du lieu et la turbidité de l'eau. Les types d'événements qui doivent mener à envisager le fait de recommander de faire bouillir l'eau sont notamment :

- une dégradation sensible de l'eau de source ;
- des défaillances majeures liées aux procédés de traitement ou à l'intégrité des réseaux de distribution ;
- une désinfection inadéquate ;
- la détection d'organismes pathogènes ou d'organismes indicateurs de contamination fécale dans l'eau de boisson ;
- des preuves épidémiologiques indiquant que l'eau de boisson est responsable d'une flambée de maladie.

Les recommandations de faire bouillir l'eau constituent une mesure grave qui peut avoir des conséquences négatives pour la santé publique en suscitant et en renforçant l'anxiété de la population même lorsque la recommandation est levée. En outre, certains consommateurs ne suivent pas les recommandations, même dès le début ; si des recommandations sont émises trop fréquemment ou sont maintenues trop longtemps, l'observance va diminuer. Dès lors, elles doivent être émises uniquement après un examen rigoureux par les autorités de santé publique et par l'équipe d'intervention de toutes les informations disponibles en cas d'incidents et après la conclusion que le risque existant pour la santé publique excède le

risque lié à la recommandation de faire bouillir l'eau. Par exemple, lorsqu'une contamination microbienne est détectée dans des échantillons d'eau de boisson, les facteurs qui devraient être pris en considération dans l'évaluation de la nécessité d'une recommandation sont notamment :

- la fiabilité et la précision des résultats ;
- la vulnérabilité de l'eau de source à une contamination ;
- la preuve d'une dégradation de la qualité de l'eau de source ;
- les résultats du suivi de l'eau de source ;
- les résultats du suivi opérationnel des procédés de traitement et de désinfection ;
- les désinfectants résiduels ;
- l'intégrité physique du réseau de distribution.

Les informations disponibles devraient être examinées pour déterminer la source vraisemblable de la contamination et la probabilité de sa persistance ou d'une récurrence.

Quand une recommandation de faire bouillir l'eau est émise, elle doit être claire et aisément compréhensible par les destinataires, sans quoi elle pourrait être ignorée. Les recommandations devraient normalement décrire le problème, indiquer les risques sanitaires potentiels et les symptômes, les activités qui sont affectées, les investigations et les mesures correctives qui ont été initiées ainsi que la durée prévue pour résoudre le problème. Si la recommandation est liée à la flambée d'une maladie, des informations spécifiques doivent être fournies sur la nature de la flambée, la maladie et les mesures sanitaires décidées.

Les recommandations de faire bouillir l'eau devraient spécifier à la fois les utilisations concernées et non concernées des approvisionnements en eau de boisson. Généralement, la recommandation précise que l'eau non bouillie ne devrait pas être utilisée comme boisson, pour la préparation de boissons froides, la fabrication de glace, la préparation et le nettoyage d'aliments ni le brossage des dents. À moins qu'elle ne soit fortement contaminée, l'eau non bouillie peut généralement être utilisée sans risque pour se laver (en prenant garde toutefois à ne pas en avaler) et pour la lessive. La recommandation peut inclure des conseils spécifiques pour les sous-populations vulnérables, telles que les femmes enceintes et les personnes susceptibles d'être immunodéprimées. Des recommandations spécifiques devraient également être fournies aux établissements tels que des établissements de soins dentaires, centres de dialyse, cabinets médicaux et autres établissements de santé, établissements de soins pédiatriques, écoles, fournisseurs et fabricants d'aliments, hôtels, restaurants et opérateurs de piscines et thermes publics.

Des approvisionnements de substitution en eau de boisson, par exemple sous forme d'eau en bouteilles ou en vrac, devraient être envisagés quand sont émises des recommandations temporaires de faire bouillir l'eau. Les protocoles devraient indiquer les sources d'approvisionnement de substitution et les mécanismes d'approvisionnement.

Les protocoles devraient inclure les critères de levée des recommandations de faire bouillir l'eau. Selon la raison de levée de la recommandation, les critères pourraient inclure un ou plusieurs des points suivants :

- preuve que la qualité de l'eau de source est revenue à la normale ;
- remèdes apportés aux défaillances liées aux procédés de traitement ou aux réseaux de distribution ;
- remèdes apportés aux dysfonctionnements des procédés de désinfection et restauration de la teneur normale en désinfectants résiduels ;
- lorsque la détection d'une contamination microbienne de l'eau de boisson est à l'origine de la recommandation, preuve attestant que cette contamination a été éliminée ou inactivée ;
- preuve qu'un rinçage suffisant des conduites principales ou un déplacement d'eau suffisant a permis d'éliminer l'eau et les biofilms potentiellement contaminés ;
- preuve épidémiologique indiquant qu'une flambée est terminée.

Lorsque les recommandations de faire bouillir l'eau sont levées, des informations devraient être fournies par des canaux similaires et aux mêmes groupes que ceux qui ont initialement reçu les recommandations. En outre, il faudrait conseiller aux opérateurs/gestionnaires ou occupants de grands bâtiments et de bâtiments

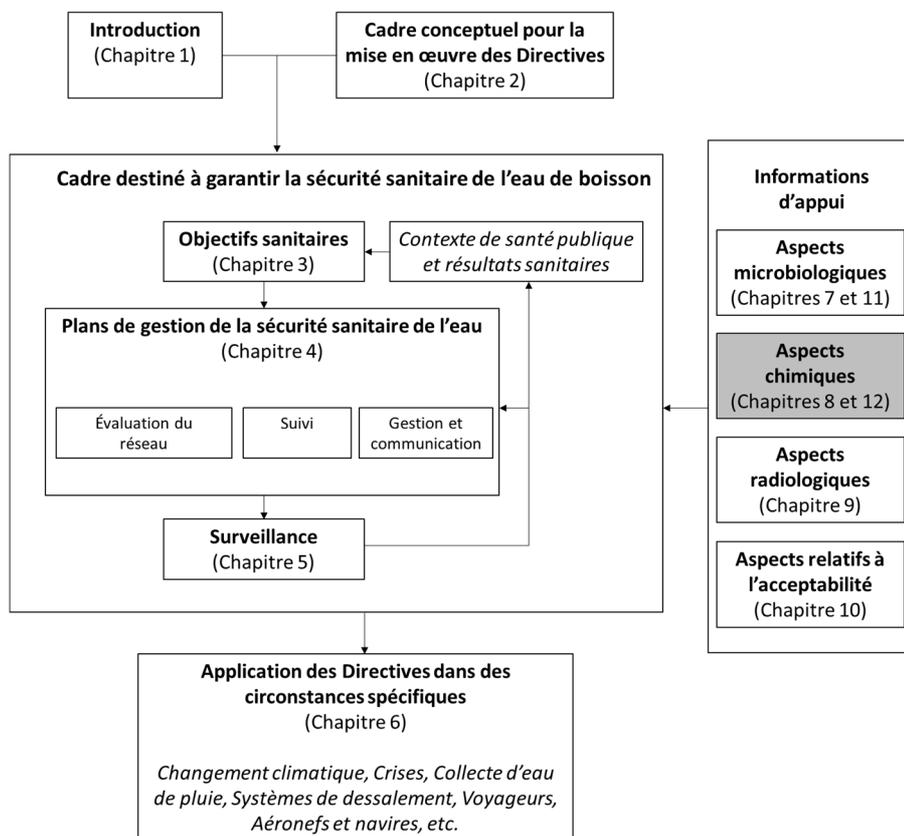
disposant de récipients de stockage de s'assurer que ces derniers et les systèmes importants de distribution interne ont été abondamment rincés avant de reprendre une utilisation normale.

7.6.2 Mesures correctives après un incident

Il importe que tout incident soit correctement étudié et que des mesures correctives soient prises pour éviter que ces incidents se reproduisent. Le plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau devra être réexaminé pour intégrer l'expérience acquise. Certaines observations peuvent également être des informations très utiles pour appliquer des mesures à d'autres approvisionnements en eau afin d'éviter que des événements similaires se produisent ailleurs. S'il y a lieu, des études épidémiologiques commanditées par l'autorité sanitaire devraient également fournir des informations pour établir de futures mesures.

8. Aspects chimiques

La plupart des produits chimiques présents dans l'eau de boisson ne sont susceptibles de provoquer un effet toxique qu'après une période d'exposition prolongée, s'étalant sur plusieurs années, et non sur des mois, exception faite des nitrates. Généralement, les changements de la qualité de l'eau sont progressifs sauf en cas de rejets ou de libérations intermittentes de substances dans les eaux courantes ou dans les aquifères à partir de sites de décharge contaminés, par exemple.



Dans certains cas, il existe des groupes de produits chimiques qui proviennent de sources apparentées, les sous-produits de désinfection (DBP), par exemple, et il n'est pas nécessaire de fixer des normes pour tous les DBP pour lesquels des valeurs guides ont été définies. Si une chloration est effectuée, les principaux DBP sont les trihalométhanes (THM) et les acides haloacétiques (AHA). Si des bromures sont présents, à la fois des DBP bromés et des DBP chlorés seront produits. Le maintien de concentrations de THM et de AHA sous les valeurs guides par la modulation des teneurs en composés précurseurs permettra une limitation adéquate des concentrations d'autres sous-produits de chloration.

Plusieurs des éléments inorganiques pour lesquels des valeurs guides ont été définies sont des éléments reconnus comme essentiels dans l'alimentation humaine. Aucune tentative n'a été faite jusqu'à présent pour définir ici une concentration minimale souhaitable de ces substances dans l'eau de boisson bien que la question de l'importance du caractère nutritionnel ait été envisagée au cours du processus d'élaboration des directives.

Des fiches techniques relatives à chacun des différents contaminants chimiques sont présentées dans le Chapitre 12. Les fiches techniques des contaminants pour lesquels une valeur guide a été définie comprennent une brève description générale du produit chimique, le fondement de la valeur guide, la performance du traitement et les limites analytiques de détection. On trouvera des études plus complètes sur le site (http://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/guidelines/chemicals/en/).

8.1 Dangers chimiques pour l'eau de boisson

Un petit nombre de contaminants chimiques de l'eau de boisson sont nuisibles à la santé humaine en cas d'exposition prolongée. Cependant, ils représentent une très faible proportion des produits chimiques issus de sources variées qui peuvent s'introduire dans l'eau.

Les listes des produits chimiques considérés dans les présentes Directives n'impliquent pas que tous ces produits sont toujours présents ni que d'autres, non cités, sont nécessairement absents.

Les effets toxiques possibles des produits chimiques présentés ici ont été évalués et des valeurs guides ont été définies uniquement sur la base de préoccupations de santé publique. D'autres effets potentiels des contaminants chimiques sur l'acceptabilité (c'est-à-dire, le goût, l'odeur et l'aspect) de l'eau de boisson pour les consommateurs font l'objet du Chapitre 10. Certaines substances susceptibles d'être toxiques ont des effets sur l'acceptabilité de l'eau de boisson qui entraînent normalement son rejet à des concentrations significativement inférieures au seuil de toxicité. Pour ces substances, aucune valeur guide formelle n'est habituellement définie, mais il peut être nécessaire de proposer une valeur reposant sur des arguments sanitaires (voir section 8.2), par exemple, afin d'aider à déterminer la réponse appropriée face aux problèmes rencontrés et, dans certains cas, afin de rassurer les autorités sanitaires et les consommateurs sur la probabilité de certains risques pour la santé publique.

Les autorités de régulation doivent définir dans des plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau les objectifs de santé publique à atteindre. Dans le cas de contaminants chimiques, ces objectifs sont normalement fondés sur les valeurs guides qui, elles-mêmes, sont basées sur des critères sanitaires. Dans ce cas, la valeur guide et l'objectif local de qualité de l'eau sont similaires, mais pas nécessairement identiques. En effet, il peut être nécessaire d'adapter la valeur guide pour prendre en compte des critères locaux d'ordre socio-culturel, économique et environnemental/géologique, comme indiqué dans la section 2.6. Les valeurs guides fournissent un point de référence pour la définition d'objectifs locaux de qualité de l'eau pour les produits chimiques (habituellement une norme nationale exprimant une concentration maximale admissible). Les valeurs guides peuvent ne pas refléter directement l'objectif de 10^{-6} années de vie corrigées de l'incapacité (DALY), car elles sont fréquemment fondées sur des données indiquant l'absence d'effet toxique ou un niveau de risque négligeable. Dans certains cas, les valeurs guides pour lesquelles le risque de cancer peut être mesuré servent de base pour évaluer par extrapolation le risque actuellement non mesurable lié à de faibles expositions.

Dans la section 2.6, il est indiqué que « Lors de l'élaboration de normes nationales sur l'eau de boisson fondées à partir des présentes Directives, divers facteurs environnementaux, sociaux, culturels, économiques, alimentaires et autres influant sur l'exposition potentielle doivent être pris en compte. En conséquence, les normes nationales peuvent différer notablement des présentes Directives ». Cette remarque s'applique en particulier aux contaminants chimiques, qui sont très nombreux, et pour l'ensemble desquels la définition de normes ou leur inclusion dans des programmes de suivi n'est ni faisable, ni souhaitable.

Il importe de fixer des priorités pour les contaminants chimiques afin que les plus importants dans le pays ou la région soient inclus dans les normes et les programmes de suivi.

La probabilité qu'un produit chimique donné puisse être présent en des concentrations significatives dans des environnements particuliers doit être évaluée au cas par cas. Dans une région donnée, la présence de certains produits chimiques peut être déjà connue mais elle peut être plus difficile à déterminer pour d'autres produits.

Dans la plupart des pays, qu'il s'agisse de pays en développement ou industrialisés, les professionnels du secteur de l'eau connaissent vraisemblablement un certain nombre de produits chimiques qui sont présents en concentrations significatives dans certains approvisionnements en eau de boisson. L'ensemble des connaissances acquises localement au fil du temps par l'expérience pratique a une valeur inestimable. La présence dans l'eau d'un nombre limité de contaminants chimiques est donc habituellement déjà connue

dans de nombreux pays et dans de nombreux réseaux locaux. Des problèmes importants, et même des crises, peuvent toutefois se produire lorsque des produits chimiques potentiellement très toxiques sont répandus dans l'environnement sans qu'on en ait connaissance parce que leurs effets n'apparaissent qu'à long terme, suite à une exposition chronique et non à une exposition aiguë. Tel a été le cas de l'arsenic dans des eaux souterraines au Bangladesh et au Bengale occidental (Inde), par exemple.

Lorsqu'il est jugé nécessaire de définir des normes, il importe de tenir compte du fait que l'exposition à de nombreux contaminants peut provenir d'autres sources que l'eau de boisson. Cette remarque s'applique aussi quand un suivi est envisagé. Dans certains cas, l'eau de boisson sera une source mineure d'exposition et limiter les concentrations de contaminants dans l'eau aura peu d'impact sur l'exposition globale alors que, dans d'autres cas, cette mesure présentera le meilleur rapport efficacité/coût pour réduire l'exposition. Les stratégies de suivi de l'eau de boisson ne devraient donc pas être élaborées sans tenir compte d'autres voies potentielles d'exposition aux mêmes produits chimiques dans l'environnement.

Les fondements scientifiques de chacune des valeurs guides sont résumés dans le Chapitre 12. Ces informations sont importantes pour faciliter l'adaptation des valeurs guides dans le respect des exigences nationales ou pour évaluer l'importance sanitaire d'un contaminant dont la concentration est supérieure à la valeur guide.

Les contaminants de l'eau de boisson peuvent être classés de différentes manières, cependant la plus appropriée consiste à prendre en compte la source principale du contaminant, donc à regrouper les produits chimiques selon l'endroit où les mesures destinées à limiter leur concentration seront les plus efficaces. Cette façon de procéder favorise l'élaboration d'approches destinées à prévenir ou à minimiser les contaminations plutôt qu'à mesurer les niveaux de contaminants dans les eaux en fin de traitement.

En général, les approches de gestion des dangers chimiques dans l'eau de boisson varient selon que l'eau de source est le principal contributeur (les mesures destinées à limiter la concentration de contaminants consistant par exemple à sélectionner l'eau de source, à lutter contre la pollution, à traiter l'eau ou à la mélanger avec l'eau d'une autre source) ou que la contamination provient des matériaux et produits chimiques utilisés pour la production et la distribution de l'eau de boisson (les mesures consistant alors à optimiser les procédés ou à établir des spécifications pour les produits). Dans les présentes Directives, les produits chimiques sont donc répartis en cinq grands groupes selon leur source, comme indiqué dans le Tableau 8.1.

Tableau 8.1 Classement des sources de constituants chimiques

Source de constituants chimiques	Exemples de sources
Naturelle	Roches, sols et effets liés au contexte géologique et climatique ; plans d'eau eutrophes (les rejets d'eaux usées et le ruissellement d'effluents agricoles exercent également une influence)
Sources industrielles et zones d'habitation humaine	Mines (industries extractives) et industries manufacturières et de transformation, eaux usées (dont un certain nombre de contaminants constituent une préoccupation émergente), déchets solides, eaux usées urbaines, fuites de carburants
Activités agricoles	Fumiers, engrais, élevage intensif et pesticides
Traitement de l'eau ou matériaux en contact avec l'eau de boisson	Coagulants, DBP, matériaux des canalisations
Pesticides utilisés dans l'eau à des fins de santé publique	Larvicides utilisés dans la lutte contre les insectes vecteurs de maladies

Les différentes catégories ne peuvent pas toujours être clairement délimitées. Le groupe constitué de contaminants naturels, par exemple, inclut de nombreux produits chimiques inorganiques présents dans l'eau

de boisson suite à leur libération par les roches et les sols lors de précipitations, mais certains d'entre eux peuvent poser un problème suite à une dégradation de l'environnement, par exemple dans des régions minières.

8.2 Détermination des valeurs guides et des valeurs reposant sur des arguments sanitaires pour les produits chimiques

Afin de savoir s'il faut déterminer une valeur guide ou une valeur reposant sur des arguments sanitaires pour un constituant chimique particulier, un des critères suivants doit être rempli :

- Il existe une preuve crédible de la présence du produit chimique dans l'eau de boisson, associée à la preuve de sa toxicité réelle ou potentielle.
- Le produit chimique est un sujet de préoccupation important au plan international.
- Le produit chimique est inclus (ou son inclusion est en cours de discussion) dans le système OMS d'évaluation des pesticides (WHOPES), qui coordonne les essais et les évaluations des pesticides utilisés à des fins de santé publique, y compris ceux qui sont directement utilisés dans l'eau de boisson pour lutter contre les insectes vecteurs de maladies.

Les valeurs guides de nombreux constituants chimiques de l'eau de boisson sont déterminées. Une valeur guide représente normalement la concentration d'un constituant telle qu'il ne produise aucun effet toxique significatif si l'eau de boisson le contenant est consommée pendant une vie entière. Un certain nombre de valeurs guides provisoires ont été fixées à des concentrations qui peuvent être obtenues dans des conditions réalistes par des approches de traitement utilisées dans la pratique ou qui peuvent être mesurées par des analyses en laboratoire ; la valeur guide ainsi définie est supérieure à la valeur qui serait calculée en se fondant sur des arguments sanitaires. Les valeurs guides sont également dites provisoires quand il existe un degré élevé d'incertitude sur les données toxicologiques et sanitaires (voir également la section 8.2.5).

Pour certains produits chimiques, aucune valeur guide formelle n'est proposée car ils sont présents à des concentrations bien inférieures à celles qui présenteraient un risque pour la santé. La définition d'une valeur guide formelle pour de telles substances pourrait encourager certains États Membres à introduire cette valeur dans leurs normes nationales alors que ce n'est ni nécessaire ni approprié. Cependant, afin de proposer des recommandations aux États Membres dans le cas où le produit chimique est détecté dans l'eau de boisson ou dans l'eau de source durant la phase d'identification des dangers pour l'élaboration d'un PGSSE, une valeur reposant sur des arguments sanitaires a été déterminée.

En outre, des valeurs reposant sur des arguments sanitaires pour des expositions aiguës sont à présent définies dans le cas d'un petit nombre de substances qui peuvent être impliquées dans des situations d'urgence résultant d'un déversement de produits, habituellement dans des sources d'eaux de surface. La détermination de ces valeurs aiguës reposant sur des arguments sanitaires est expliquée dans la section 8.7.5.

Deux sources d'informations principales sur les effets sanitaires d'une exposition à des produits chimiques peuvent être utilisées pour déterminer les valeurs guides. La première est représentée par les études sur des populations humaines ; c'est la source préférée. Cependant, ces études sont peu nombreuses et indisponibles pour de nombreuses substances, en raison de barrières éthiques empêchant la conduite d'études toxicologiques humaines et de l'absence d'informations quantitatives sur la concentration à laquelle des personnes ont été exposées ou sur leur exposition simultanée à d'autres agents. Cependant, pour quelques substances, ces études constituent la source principale à partir de laquelle des valeurs guides ont été déterminées. Les études toxicologiques réalisées sur des animaux de laboratoire constituent la deuxième source d'informations ; c'est la source qui est la plus fréquemment utilisée. Les points faibles des études toxicologiques sont notamment le nombre relativement limité d'animaux utilisés dans les expériences et la dose relativement élevée qui leur est administrée, suscitant des doutes quant à la pertinence des résultats pour la santé humaine. Cette incertitude provient de la nécessité d'extrapoler à l'homme les résultats obtenus

avec des animaux de laboratoire et du fait que les populations humaines sont habituellement exposées à des doses relativement faibles. Dans la plupart des cas, l'étude utilisée pour déterminer la valeur guide est étayée par un ensemble d'autres études, notamment des données humaines, lesquelles sont également prises en compte dans l'évaluation du risque sanitaire.

Afin de déterminer une valeur guide pour la protection de la santé humaine, il faut choisir la ou les étude(s) la (les) plus appropriée(s). Les données d'études bien menées, dans lesquelles une relation dose-réponse claire a été établie, sont préférables. L'avis d'experts, au sujet de certains critères décrits dans la section 8.2.4, est sollicité pour le choix des études les plus appropriées parmi l'ensemble des informations disponibles. Les facteurs de sécurité ou d'incertitude fondés sur une méthodologie normalisée d'évaluation du risque sont intégrés afin d'obtenir des valeurs guides prudentes qui sont considérées comme protectrices.

8.2.1 Approches suivies

Deux approches sont utilisées pour la détermination de valeurs guides, l'une pour les « produits chimiques à seuil » et l'autre pour les « produits chimiques sans seuil » (principalement les cancérogènes génotoxiques).

On considère généralement que l'évènement déclenchant de la cancérogenèse due à un produit chimique génotoxique est l'induction d'une mutation dans le matériel génétique (acide désoxyribonucléique [ADN]) de cellules somatiques (c'est-à-dire des cellules autres que les ovules et les spermatozoïdes) et qu'il existe un risque théorique à tout niveau d'exposition (c'est-à-dire qu'il n'y a pas de seuil). En revanche, il y a des substances cancérogènes capables de produire des tumeurs chez des animaux de laboratoire ou chez l'homme sans exercer une activité génotoxique mais qui agissent par un mécanisme indirect. On pense généralement qu'il existe une dose seuil identifiable pour les substances cancérogènes non génotoxiques.

La détermination de valeurs guides pour les substances cancérogènes nécessite de prendre en compte les mécanismes potentiels par lesquels la substance peut provoquer un cancer, afin de décider s'il faut appliquer une approche avec seuil ou sans seuil (voir les sections 8.2.2 et 8.2.3).

L'évaluation de la cancérogénicité potentielle de substances chimiques est habituellement fondée sur des études à long terme réalisées avec des animaux de laboratoire. Des données sont quelquefois disponibles sur la cancérogénicité chez l'homme, principalement la cancérogénicité associée à une exposition professionnelle.

Sur la base des données disponibles, le centre international de recherche sur le cancer (CIRC) classe les substances chimiques en fonction de leur risque cancérogène potentiel selon les groupes suivants :

Groupe 1: agent cancérogène pour l'homme

Groupe 2A: agent probablement cancérogène pour l'homme

Groupe 2B: agent pouvant être cancérogène pour l'homme

Groupe 3: agent inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme

Groupe 4: agent probablement non cancérogène pour l'homme

Selon le CIRC, ce classement représente une première étape dans l'évaluation du risque cancérogène, qui doit être suivie d'une deuxième étape d'évaluation quantitative du risque, si possible. Lors de la définition de valeurs guides pour l'eau de boisson, l'évaluation des composés cancérogènes réalisée par le CIRC a été prise en compte, quand elle est disponible.

8.2.2 Produits chimiques à seuil

Pour la plupart des types de toxicité, on pense qu'il existe une dose en dessous de laquelle il n'y aura pas d'effet nocif. Pour les produits chimiques qui génèrent de tels effets toxiques, une dose journalière tolérable (DJT) devrait être déterminée comme suit, en utilisant les critères d'efficacité les plus sensibles dans l'étude la plus pertinente et impliquant de préférence l'administration du produit dans l'eau de boisson :

$$DJT = \frac{\text{NOAEL ou LOAEL ou BMDL}}{\text{FI et/ou CSAF}}$$

dans laquelle :

NOAEL = dose sans effet nocif observé

LOAEL = dose minimale pour laquelle un effet nocif est observé

BMDL = limite inférieure de l'intervalle de confiance de la dose de référence

FI = facteur d'incertitude

CSAF = facteur d'ajustement spécifique à un produit chimique

La valeur guide (VG) est alors déterminée à partir de la DJT comme suit :

$$VG = \frac{DJT \times pc \times P}{C}$$

dans laquelle :

pc = poids corporel (voir ci-dessous)

P = part de la DJT attribuée à l'eau de boisson

C = consommation d'eau journalière (voir ci-dessous)

Dose journalière tolérable

La DJT est une estimation de la quantité d'une substance dans la nourriture et l'eau de boisson, exprimée en fonction du poids corporel (en milligramme ou microgramme par kilogramme de poids corporel), qui peut être ingérée pendant une vie entière sans risque sanitaire notable et avec une marge de sécurité.

Les doses journalières admissibles (DJA) en matière d'additifs alimentaires et de résidus de pesticides présents dans la nourriture sont définies en fonction d'impératifs technologiques et de protection des végétaux. Pour les contaminants chimiques qui n'ont habituellement pas de fonction prévue dans l'eau de boisson, le terme « dose journalière tolérable » est plus approprié que « dose journalière admissible » car il se réfère à une dose qui peut être tolérée plutôt qu'à une dose pouvant être admise.

Pendant de nombreuses années, le comité mixte FAO/OMS d'experts des Additifs alimentaires (JECFA) et le comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides (JMPR) ont élaboré certains principes dans la détermination des DJA (FAO/OMS, 2009). Ces principes ont été adoptés quand ils étaient pertinents dans la détermination des DJT utilisées pour fixer des valeurs guides pour la qualité de l'eau de boisson.

Les DJT étant considérées comme représentant une dose tolérable pendant une vie entière, elles peuvent être dépassées pendant de courtes périodes du fait de leur précision insuffisante. Une exposition pendant une courte période à des niveaux excédant la DJT n'est pas préoccupante à condition que la dose ingérée par l'individu moyennée sur de longues périodes n'excède pas de manière appréciable le niveau fixé. Des facteurs d'incertitude importants sont généralement utilisés dans la détermination d'une DJT (voir ci-dessous) ; ils permettent de garantir que l'exposition excédant la DJT pendant de courtes périodes n'aura vraisemblablement pas d'effets nocifs sur la santé. Cependant, il faut prendre en compte tous les effets aigus potentiels qui peuvent apparaître si la DJT est sensiblement dépassée pendant de courtes périodes.

Dose sans effet nocif observé et dose minimale pour laquelle un effet nocif est observé

La NOAEL est définie comme la dose ou la concentration la plus élevée d'un produit chimique déterminée dans une seule étude par expérimentation ou observation comme n'ayant pas d'effet nocif sur la santé. Si possible, la NOAEL est basée sur des études à long terme, de préférence sur l'ingestion d'eau de boisson. Cependant, les NOAEL obtenues par des études à court terme et des études portant sur d'autres sources d'exposition (par exemple, la nourriture, l'air) peuvent également être utilisées.

À défaut de NOAEL disponible, une LOAEL peut être utilisée. La LOAEL est la dose ou la concentration d'une substance la plus faible observée pour laquelle un effet nocif sur la santé est détectable. Lorsqu'une LOAEL est utilisée à la place d'une NOAEL, un facteur d'incertitude supplémentaire est normalement appliqué (voir ci-dessous).

Dose de référence

De plus en plus, les approches préférées dans la détermination des DJT/DJA pour les substances à seuil font intervenir la dose de référence (BMD) ou la limite inférieure de l'intervalle de confiance de la dose de référence (BMDL) (IPCS, 1994). Lorsque des données appropriées pour la modélisation mathématique de relations dose-réponse sont disponibles, des BMDL sont utilisées au lieu des NOAEL dans le calcul des valeurs guides reposant sur des arguments sanitaires. Dans de tels cas, l'utilisation de la BMDL peut éviter d'avoir à appliquer un facteur d'incertitude supplémentaire à la LOAEL. La BMDL est la limite inférieure de l'intervalle de confiance de la dose qui produit une petite augmentation (par exemple, 5 % ou 10 %) du niveau d'effets nocifs. La BMDL intègre la puissance statistique et la qualité des données ; elle est déterminée sur une base quantitative en utilisant les données de la totalité de la courbe dose-réponse pour

l'effet critique plutôt que des données obtenues en utilisant une dose unique correspondant à la NOAEL ou à la LOAEL (IPCS, 2009).

Facteurs d'incertitude

Les facteurs d'incertitude (ou facteurs de sécurité) ont été appliqués traditionnellement et avec succès à la détermination des DJA et des DJT pour les additifs alimentaires, les pesticides et les contaminants de l'environnement. La détermination de ces facteurs nécessite l'avis d'experts et un examen attentif des données scientifiques disponibles.

Lors de la détermination des valeurs guides, des facteurs d'incertitude sont appliqués à la NOAEL, LOAEL ou BMD/BMDL pour la réponse envisagée comme biologiquement la plus significative.

Dans le cadre d'une exposition de la population générale, la NOAEL ou la BMD/BMDL pour l'effet critique sur des animaux de laboratoire est normalement divisée par un facteur d'incertitude de 100, qui représente deux facteurs 10 fois, un pour les différences entre espèces et un pour la variabilité entre individus humains (Tableau 8.2). Des facteurs d'incertitude supplémentaires peuvent être incorporés pour tenir compte des lacunes dans les banques de données et de la gravité ou de l'irréversibilité des effets.

Tableau 8.2 Source d'incertitude dans la détermination des valeurs guides

Source d'incertitude	Facteur d'incertitude
Variation interspécifique (extrapolation à l'homme à partir d'animaux de laboratoire)	1-10
Variation intraspécifique (tenant compte de variations individuelles pour l'homme)	1-10
Adéquation des études ou de la base de données	1-10
Nature et gravité de l'effet	1-10

Des facteurs inférieurs à 10 sont utilisés, par exemple, pour la variation interspécifique quand on sait que l'homme est moins sensible que les espèces animales utilisées en laboratoire. Parmi les études ou bases de données inadéquates figurent celles dans lesquelles une LOAEL est utilisée à la place d'une NOAEL et les études dont la durée est considérée comme plus courte que la durée souhaitable. L'application d'un facteur d'incertitude supplémentaire peut se justifier lorsque le critère est la malformation du fœtus ou lorsque le critère déterminant la NOAEL est directement associé au risque de cancérogénicité. Dans ce dernier cas, un facteur d'incertitude supplémentaire est habituellement appliqué aux composés cancérogènes pour lesquels la valeur guide est déterminée en utilisant une approche de type DJT plutôt qu'une approche fondée sur une extrapolation du risque théorique.

Les valeurs guides des substances pour lesquelles les facteurs d'incertitude sont supérieurs à 1000 sont dites provisoires afin de souligner le niveau plus élevé d'incertitude inhérent à ces valeurs. Un facteur d'incertitude élevé indique que la valeur guide peut être considérablement plus faible que la concentration à laquelle des effets sanitaires pourraient effectivement affecter une population humaine réelle. Les valeurs guides présentant un facteur d'incertitude élevé sont davantage susceptibles d'être modifiées quand de nouvelles informations seront disponibles.

Le choix et l'application de facteurs d'incertitude jouent un rôle important dans la détermination des valeurs guides pour les produits chimiques car ces facteurs peuvent entraîner une différence considérable dans les valeurs déterminées. Dans le cas des contaminants pour lesquels la fiabilité des bases de données est suffisante, la valeur guide est déterminée en appliquant un facteur d'incertitude faible. Pour la plupart des contaminants toutefois, l'incertitude scientifique est plus grande et un facteur d'incertitude relativement

important est appliqué. L'utilisation de facteurs d'incertitude permet de prendre en compte les caractéristiques particulières du produit chimique et les données disponibles dans la détermination des valeurs guides.

Utilisation de facteurs d'ajustement spécifiques à un produit chimique au lieu de facteurs d'incertitude

Les approches utilisées pour la détermination des DJT sont de plus en plus basées sur la connaissance du mode d'action du produit chimique afin de réduire la dépendance envers des hypothèses par défaut. Cette approche permet d'éviter d'appliquer des facteurs d'incertitude par défaut (tels que 10 pour la variation interspécifique et 10 pour la variation intraspécifique) et repose sur l'utilisation de données toxicocinétiques et toxicodynamiques pour déterminer les facteurs d'ajustement spécifiques à un produit chimique (CSAF) à utiliser dans les extrapolations inter- et intraspécifiques (IPCS, 2005). Antérieurement, les CSAF étaient appelés « facteurs d'incertitude dérivés des données ». La composante de l'approche, la mieux développée actuellement, est l'utilisation de modèles pharmacocinétiques fondés sur la physiologie pour remplacer les valeurs par défaut dans l'extrapolation entre espèces et entre différentes voies d'exposition (par exemple, inhalation, absorption orale).

Attribution en fonction de la source

L'eau de boisson n'est habituellement pas la seule source d'exposition humaine à des produits chimiques pour lesquels des valeurs guides ont été déterminées. Dans de nombreux cas, l'exposition à des contaminants chimiques ou leur ingestion à partir d'eau de boisson est beaucoup plus faible qu'à partir d'autres sources telles que la nourriture, l'air et les produits de consommation. Lors de la détermination de valeurs guides et de l'élaboration de stratégies de gestion du risque, il faut donc prendre en compte la part de la DJA ou de la DJT attribuable à différentes sources. Cette approche garantit que la dose journalière totale à partir de l'ensemble des sources (notamment, l'eau de boisson contenant des concentrations de produits chimiques correspondant à la valeur guide ou proches de celle-ci) n'excède pas la DJA ou la DJT.

Dans la mesure du possible ou dans une situation idéale, on utilise, pour la détermination de valeurs guides, des données concernant la proportion de la dose journalière totale normalement ingérée via l'eau de boisson (en se basant sur les niveaux moyens dans la nourriture, l'eau de boisson, les produits de consommations, le sol et l'air) ou des données sur les ingestions estimées sur la base des propriétés physiques et chimiques des substances concernées. Comme les principales sources d'exposition aux produits chimiques sont généralement la nourriture (par exemple, des résidus de pesticides) et l'eau, il est important de quantifier, dans la mesure du possible, les expositions à partir des deux sources. À cet effet, il est souhaitable de collecter, dans différentes parties du monde, autant de données de grande qualité que possible sur l'ingestion à partir de la nourriture. Les données collectées peuvent être ensuite utilisées pour estimer la proportion de la quantité ingérée provenant de la nourriture et celle provenant de l'eau de boisson. Cependant, pour la plupart des contaminants, seules les données provenant de pays développés sur les différentes sources d'exposition, en particulier la nourriture et l'eau de boisson, sont disponibles.

À défaut d'informations appropriées sur l'exposition ou lorsque sont disponibles des données factuelles sur la présence fréquente dans un ou plusieurs autres milieux (c'est-à-dire l'air, la nourriture, le sol ou des produits de consommation), la part normale de la dose journalière totale attribuée à l'eau de boisson est de 20 % (valeur minimale), ce qui représente un niveau d'exposition plausible estimé sur la base d'un grand nombre de situations observées en pratique, en assurant néanmoins une protection (Krishnan & Carrier, 2013). Cette valeur reflète un changement par rapport à l'attribution antérieure de 10 %, qui était considérée comme excessivement prudente. À mesure de la réévaluation progressive des produits chimiques, l'exposition globale sera réexaminée et la part de 10 à 20 % attribuée par défaut sera modifiée si nécessaire. Dès lors, ce changement n'affecte pas toutes les valeurs guides plus anciennes. Dans certaines circonstances,

il est clairement démontré que l'eau est la source d'exposition principale (et peut-être unique) notamment pour certains des DBP ; la part attribuée à l'eau dans de telles situations peut atteindre 80 % (valeur maximale), l'exposition à partir d'autres sources restant possible (Krishnan & Carrier, 2013). Lorsque des facteurs d'attribution propres au produit chimique et spécifiques au contexte peuvent être définis en utilisant des données ou des modèles d'exposition, le facteur d'attribution appliqué devrait néanmoins rester dans les limites des valeurs minimales et maximales (c'est-à-dire 20 à 80 %).

Pour les pesticides, même lorsque les données disponibles d'exposition par la nourriture indiquent que l'exposition par cette voie est minimale, le facteur d'attribution par défaut de 20 % est utilisé pour tenir compte du fait que les données d'exposition par la nourriture n'incluent généralement pas d'informations provenant de pays en développement où l'exposition par cette voie peut être plus importante.

L'argumentaire détaillé de la motivation du choix du facteur d'attribution est un élément essentiel de l'évaluation. Cet argumentaire facilite la prise de décisions appropriées par les États Membres au sujet de l'intégration ou de l'adaptation des valeurs guides dans les normes nationales quand les conditions locales doivent être prises en compte. Il aide aussi à prendre des décisions concernant les risques potentiels quand une valeur guide est dépassée. D'une manière générale, il faut s'efforcer de maintenir les concentrations de contaminants aussi faibles que possible et de ne pas autoriser les dépassements des valeurs guides.

Bien que les valeurs choisies soient, dans la plupart des cas, suffisantes pour tenir compte d'autres voies d'exposition (par exemple, inhalation et exposition cutanée) à des contaminants présents dans l'eau, les autorités pourraient décider dans certaines circonstances (par exemple, ventilation limitée) de tenir compte de l'inhalation et de l'exposition cutanée pour adapter les valeurs guides aux conditions locales (voir la section 8.2.9).

Certains éléments sont essentiels en matière de nutrition humaine. La définition des valeurs guides et le choix des parts attribuées doivent tenir compte de l'apport journalier minimal recommandé et des expositions à partir de la nourriture ; il faut également veiller à éviter un conflit entre l'attribution des parts et les besoins en ces éléments essentiels.

Hypothèses par défaut

Le volume d'eau quotidiennement consommé et le poids corporel des consommateurs sont variables. Il est donc nécessaire de faire certaines hypothèses afin de déterminer une valeur guide. L'hypothèse par défaut consiste à admettre qu'un adulte boit 2 litres d'eau par jour et pèse 60 kg.

Dans certains cas, la valeur guide est basée sur la consommation des enfants quand ceux-ci sont considérés comme particulièrement vulnérables à une substance donnée. Dans ce cas, l'hypothèse par défaut leur attribue une consommation de 1 litre par jour et un poids corporel de 10 kg ; quand les nouveau-nés nourris au biberon sont considérés comme le groupe le plus vulnérable, la consommation est estimée à 0,75 litre par jour et le poids corporel à 5kg.

Chiffres significatifs

La DJA ou la DJT calculée est utilisée pour déterminer la valeur guide, laquelle est habituellement arrondie à un seul chiffre significatif. Pour calculer la valeur guide, la valeur non arrondie de la DJA ou de la DJT doit être utilisée.

La valeur guide est généralement arrondie à un chiffre significatif pour tenir compte, d'une part, de l'incertitude affectant, par exemple, les données de toxicité établies à partir d'expériences avec des animaux et de l'incertitude liée aux hypothèses relatives à l'exposition et, d'autre part, des facteurs d'incertitude choisis. Dans un petit nombre de cas, il convient d'arrondir la valeur à deux chiffres significatifs car, en

pratique, l'incidence de l'arrondi dépend des unités ; par exemple, arrondir de 1,5 à 2,0 µg/L a moins d'influence sur les exigences de traitement que d'arrondir de 1,5 à 2,0 mg/L. Les décisions sont prises au cas par cas.

La règle générale pour arrondir des valeurs intermédiaires (x,5) est de suivre la convention habituelle. Exemples d'arrondis à un seul chiffre significatif : 1,25 devient 1 ; 0,73 devient 0,7 et 1,5 devient 2.

8.2.3 Produits chimiques sans seuil

Dans le cas de composés considérés comme cancérigènes génotoxiques, les valeurs guides sont normalement déterminées en utilisant un modèle mathématique. Bien qu'il existe plusieurs modèles, le modèle multi-étapes linéarisé est généralement adopté. D'autres modèles sont considérés comme plus appropriés dans certains cas. Ces modèles déterminent une estimation du risque à un niveau particulier d'exposition, ainsi que des limites supérieure et inférieure de l'intervalle de confiance, la limite inférieure pouvant être zéro. Les valeurs guides sont des estimations prudentes, les concentrations dans l'eau de boisson retenues correspondant à un excès de risque de cancer estimé sur la durée de vie de 10^{-5} (soit un excédent de 1 cas de cancer pour 100 000 personnes consommant quotidiennement pendant une période de 70 ans l'eau de boisson contenant la substance à la concentration définie comme valeur guide). Cette valeur n'est pas égale au nombre de cas de cancer qui seront induits par l'exposition à la substance à cette concentration. Elle représente le risque potentiel maximal, en admettant une grande marge d'incertitude. Il est hautement probable que le niveau réel de risque soit inférieur, et soit même quasiment nul, mais les risques à de faibles niveaux d'exposition ne peuvent pas être vérifiés expérimentalement. Le fait que le risque de cancer puisse être quasiment nul ou non significativement différent de zéro résulte des incertitudes liées aux mécanismes de cancérogenèse, notamment le rôle des substances chimiques dans le processus cancéreux, la possibilité de détoxification et les mécanismes de réparation. Des États Membres peuvent estimer qu'une hypothèse différente sur le niveau de risque est plus appropriée à leur contexte ; les valeurs correspondant à un excès de risque de cancer sur une durée de vie de 10^{-4} ou 10^{-6} peuvent être obtenues en multipliant ou en divisant respectivement la valeur guide par 10.

Les modèles mathématiques utilisés pour déterminer les valeurs guides relatives à des produits chimiques sans seuil ne peuvent pas être vérifiés expérimentalement et, habituellement, ils ne tiennent pas compte d'un certain nombre d'éléments importants sur le plan biologique, tels que la pharmacocinétique, la détoxification pré-systémique et métabolique, la réparation de l'ADN ou la protection par le système immunitaire. Ils admettent également la validité d'une extrapolation linéaire des résultats obtenus avec des doses très élevées dans des tests sur animaux à des expositions à des doses très faibles chez l'homme. En conséquence, les modèles utilisés sont des modèles prudents permettant de déterminer des valeurs guides qui devraient être interprétées différemment de celles obtenues à partir de DJT, car ces modèles manquent de précision. Une exposition modérée à court terme à des produits chimiques sans seuil présents à des niveaux excédant la valeur guide n'affecte pas significativement le risque.

8.2.4 Qualité des données

Les facteurs suivants ont été pris en compte dans l'évaluation de la qualité et de la fiabilité des informations disponibles :

- Les études préférées portent sur l'ingestion par voie orale (en particulier les études concernant l'eau de boisson) de la substance pure avec un schéma posologique approprié et des analyses cliniques biochimiques et histopathologiques de qualité.
- La base de données est suffisamment importante pour que tous les critères toxicologiques potentiels concernés aient été identifiés.

- La qualité des études est garantie ; par exemple, une attention appropriée a été accordée aux facteurs de confusion dans les études épidémiologiques.
- Il existe une cohérence raisonnable entre les études ; les critères et l'étude utilisée pour déterminer une valeur guide ne sont pas en contradiction avec la tendance générale des données disponibles.
- Pour les substances inorganiques, une certaine attention est accordée à la spéciation dans l'eau de boisson.
- Une attention appropriée est accordée à l'exposition multimedia dans le cas des études épidémiologiques.

Les approches internationales existantes sont rigoureusement prises en compte dans la détermination des valeurs guides, en particulier, les évaluations antérieures du risque élaborées par le Programme international de sécurité chimique (IPCS) dans les monographies sur les critères de santé environnementale (EHC) et les Documents internationaux succincts sur l'évaluation des risques chimiques (CICAD) ainsi que des documents élaborés par le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC), le Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides (JMPR) et le Comité mixte FAO/OMS d'experts des Additifs alimentaires (JECFA). Les valeurs guides sont fondées sur ces évaluations sauf si de nouvelles informations justifient une réévaluation, mais la qualité des nouvelles données est évaluée de manière critique avant de les utiliser dans toute évaluation du risque. À défaut d'examen de la littérature internationale, d'autres sources de données sont utilisées pour la détermination des valeurs guides, notamment les rapports publiés dans des revues scientifiques à comité de lecture, des documents de synthèse nationaux dont la qualité est reconnue, des informations transmises par les gouvernements et autres parties prenantes et, dans une moindre mesure, des données exclusives non publiées (principalement pour l'évaluation des pesticides).

8.2.5 Valeurs guides provisoires

L'utilisation et la caractérisation de valeurs guides provisoires sont présentées dans le Tableau 8.3.

Tableau 8.3 Utilisation et caractérisation de valeurs guides provisoires

Situations dans lesquelles une valeur guide provisoire est utilisée		Caractérisation
Incertitudes scientifiques significatives concernant la détermination de la valeur guide reposant sur des arguments sanitaires	P	
Valeur guide calculée inférieure au niveau de quantification qui peut être atteint par des méthodes analytiques	A	<i>(Valeur guide fixée au niveau de quantification pouvant être atteint)</i>
Valeur guide calculée inférieure au niveau qui peut être atteint par des procédés de traitement en pratique	T	<i>(Valeur guide fixée au niveau pouvant être obtenu par le procédé de traitement en pratique)</i>
Valeur guide calculée pouvant être dépassée du fait des procédés de désinfection	D	<i>(Valeur guide fixée en tenant compte de possibles effets sur la santé et de la nécessité de maintenir une désinfection appropriée. La désinfection appropriée de l'eau de boisson reste prioritaire)</i>

Pour les substances sans seuil, lorsque la concentration correspondant à un excès de risque de cancer sur une durée de vie de 10^{-5} n'est pas réaliste du fait de l'absence de techniques appropriées d'analyse ou de traitement, une valeur guide provisoire applicable en pratique (désignée A ou T, respectivement) est recommandée.

8.2.6 Produits chimiques affectant l'acceptabilité

Certaines substances susceptibles d'avoir un effet toxique influent sur le goût, l'odeur ou l'aspect de l'eau de boisson et devraient normalement entraîner le rejet de l'eau à des concentrations significativement inférieures à celles qui sont préoccupantes pour la santé. De telles substances ne se prêtent normalement pas à un suivi systématique. Cependant des valeurs guides ont été déterminées pour certaines substances susceptibles d'altérer le goût ou l'odeur de l'eau de boisson à des concentrations nettement inférieures aux valeurs guides parce que l'aptitude des consommateurs à les détecter par le goût ou l'odeur varie considérablement. Pour de telles substances, une fiche technique et une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires (voir Chapitre 12) sont présentées de la manière habituelle. Sur la fiche technique, la relation entre les concentrations qui ont un impact sur la santé et les concentrations qui déterminent l'acceptabilité de l'eau de boisson est expliquée. Dans les tableaux de valeurs guides, les concentrations qui reposent sur des arguments sanitaires sont désignées par un « C ». Pour d'autres substances, le recours à des valeurs guides reposant sur des arguments sanitaires peut être nécessaire, par exemple, pour orienter le choix de la réponse adaptée en cas de problèmes et, dans certains cas, pour rassurer les autorités sanitaires et les consommateurs à propos des risques sanitaires possibles.

8.2.7 Produits chimiques non inclus dans les Directives

Des informations supplémentaires sur de nombreux produits chimiques non inclus dans les présentes Directives sont accessibles à partir de plusieurs sources fiables, notamment les monographies de l'OMS sur les critères de santé environnementale (EHC) et les Documents internationaux succincts sur l'évaluation des risques chimiques (CICAD) (<http://www.who.int/ipcs/en/>), les rapports sur l'évaluation des risques chimiques du JMPR, du JECFA et du CIRC ainsi que les documents publiés par plusieurs sources nationales, telles que l'United States Environmental Protection Agency. Bien que ces sources d'informations puissent ne pas avoir été contrôlées dans le cadre de l'élaboration des présentes Directives, elles ont été soumises à des comités de lecture et fournissent des informations aisément accessibles sur la toxicologie de nombreux autres produits chimiques. Ces informations peuvent aider les fournisseurs d'eau de boisson et les responsables de la santé publique à déterminer si la détection d'un produit chimique est importante et à adopter la réponse appropriée, le cas échéant.

8.2.8 Mélanges

Les contaminants chimiques dans les approvisionnements en eau de boisson s'y trouvent en présence de nombreux autres constituants inorganiques et organiques. Les valeurs guides sont calculées séparément pour chaque substance, sans considération spécifique de l'interaction potentielle de chaque substance avec d'autres composés présents. Les interactions synergiques entre substances sont habituellement sélectives et très limitées, en particulier aux très faibles niveaux généralement rencontrés dans l'eau de boisson. La marge importante d'incertitude intégrée dans la majorité des valeurs guides est considérée comme suffisante pour prendre en compte les interactions potentielles. En outre, la majorité des contaminants ne seront pas continuellement présents à des concentrations égales à leur valeur guide ou proches de celle-ci.

Les mécanismes de toxicité de nombreux contaminants chimiques sont différents ; par conséquent, il n'y a pas de raison de supposer l'existence d'interactions. Il peut toutefois exister des situations où certains contaminants dont les mécanismes toxicologiques sont similaires sont présents à des concentrations proches de leur valeur guide respective. Dans de tels cas, les décisions concernant les mesures appropriées devraient être prises en tenant compte des circonstances locales. Sauf preuve du contraire, il convient d'admettre que les effets toxiques de ces composés sont additifs.

8.2.9 Adaptation des valeurs guides aux circonstances locales

Afin de prendre en compte les variations d'exposition à partir de différentes sources dans différentes parties du monde pour la détermination des valeurs guides de nombreux produits chimiques, des valeurs par défaut, généralement entre 20 % et 80 %, sont appliquées à la part de la DJT attribuable à l'eau de boisson. Lorsque des données d'exposition pertinentes sont disponibles, les autorités sont encouragées à établir des valeurs guides spécifiques au contexte, adaptées aux circonstances et conditions locales. Par exemple, dans les régions dans lesquelles on sait que la concentration d'un contaminant particulier dans l'eau de boisson est beaucoup plus importante que dans d'autres sources (par exemple, l'air et la nourriture), il peut être judicieux d'attribuer une plus grande part de la DJT à l'eau de boisson pour définir une valeur guide correspondant mieux aux conditions locales.

La consommation d'eau de boisson peut varier de manière significative dans différentes parties du monde selon la saison et, en particulier, lorsque des consommateurs effectuent des travaux manuels dans des climats chauds. Des ajustements locaux de la valeur de la consommation d'eau quotidienne peuvent être nécessaires pour l'élaboration de normes locales, par exemple dans le cas du fluor. Pour la plupart des autres substances, la fluctuation de la consommation d'eau de boisson est très faible (peut-être un facteur de 2 à 4) en comparaison de la plage de variation des facteurs d'incertitude toxicologiques ; de tels ajustements ne sont donc pas nécessaires.

Des substances volatiles présentes dans l'eau peuvent être libérées dans l'atmosphère en prenant une douche ou en vaquant à d'autres activités domestiques. Dans de telles circonstances, l'inhalation peut devenir une voie d'exposition significative. Certaines substances peuvent également être absorbées par la peau en se baignant, mais cela ne constitue habituellement pas une voie d'exposition majeure. Pour des substances particulièrement volatiles comme le chloroforme, le facteur de correction correspondra approximativement à un doublement de l'exposition, ce qui est faible par rapport aux incertitudes inhérentes à la détermination des valeurs guides. Cependant, dans certaines parties du monde, la ventilation est très faible dans les habitations et les autorités pourraient être amenées à prendre en compte l'exposition due à l'inhalation dans l'adaptation des valeurs guides aux conditions locales, bien que d'autres facteurs d'incertitude utilisés dans les évaluations quantitatives puissent rendre cette adaptation inutile. Lorsque l'exposition à une substance particulière s'avère importante (en raison d'une volatilité élevée, une faible ventilation et des douches/bains fréquents), l'ajustement de la valeur guide peut se justifier.

8.3 Faisabilité analytique

Comme indiqué plus haut, les valeurs guides ne sont pas fixées à des concentrations qui ne peuvent pas être mesurées dans des conditions réalistes. Dans de telles circonstances, des valeurs guides provisoires sont fixées pour tenir compte des limites de faisabilité analytique

Les orientations fournies dans la présente section et dans l'Annexe 4 ont pour but d'aider les lecteurs à choisir des méthodes analytiques appropriées dans des circonstances spécifiques. Il est habituellement nécessaire d'effectuer certaines analyses pour l'identification des dangers potentiels et l'évaluation des risques ainsi que pour la vérification et l'audit du plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau concernant les contaminants chimiques. Il importe de pouvoir disposer d'installations appropriées pour garantir l'utilisation de méthodes adaptées lors de l'analyse chimique.

Plusieurs recueils de méthodes « normalisées » ou « recommandées » pour l'analyse de l'eau ont été publiés par un certain nombre d'organismes nationaux et internationaux. On pense souvent que l'utilisation d'une même méthode normalisée par tous les laboratoires assure une fiabilité analytique. L'expérience montre que ce n'est pas toujours le cas, car divers facteurs peuvent affecter l'exactitude des résultats comme, par exemple, la pureté des réactifs, le type d'appareil et sa performance, le degré de modification de la méthode dans un laboratoire particulier ainsi que la compétence et le soin de la personne chargée de l'analyse. Ces facteurs sont susceptibles de varier à la fois d'un laboratoire à l'autre et au cours du temps

dans un même laboratoire. De plus, la précision et l'exactitude qui peuvent être obtenues avec une méthode particulière dépendent souvent de la qualité de la collecte d'échantillons et de la nature des échantillons (« matrice »). Bien que l'utilisation de méthodes normalisées ne soit pas essentielle, il importe que les méthodes utilisées soient correctement validées et que leur précision et leur fiabilité soient déterminées avant la prise de décisions importantes fondées sur les résultats. Dans le cas de variables « non spécifiques » telles que le goût, l'odeur, la couleur et la turbidité, le résultat est spécifique à la méthode et ce point doit être pris en compte quand des données sont comparées.

Un certain nombre d'éléments doivent être envisagés pour le choix des méthodes :

- Il est essentiel que la fiabilité de la méthode choisie ait été démontrée. Le choix en fonction d'autres facteurs, tels que la rapidité et l'aspect pratique, doit porter uniquement sur des méthodes qui répondent à ce critère essentiel.
- L'expertise et la diligence des laboratoires effectuant les analyses sont essentielles. Ils doivent appliquer des procédures de contrôle et d'assurance de la qualité pouvant faire l'objet d'un audit pour que leurs résultats soient crédibles. Une certification externe est hautement souhaitable.
- Un certain nombre de procédures nettement différentes permettent de mesurer et de notifier les erreurs qui entachent toutes les méthodes. Cette diversité rend le choix de la méthode plus difficile et nuit à son efficacité. Des suggestions ont été formulées pour que de telles procédures soient normalisées. Il est donc souhaitable que les descriptions détaillées de toutes les méthodes analytiques soient publiées ainsi que les caractéristiques d'exécution dont l'interprétation est sans ambiguïté.
- Si les résultats analytiques d'un laboratoire sont comparés avec les résultats d'autres laboratoires ou avec une norme quantitative, il est évidemment préférable qu'ils ne soient entachés d'aucune erreur systématique. En pratique, cela n'est pas possible, mais chaque laboratoire devrait sélectionner des méthodes dont les erreurs systématiques ont été rigoureusement évaluées et se sont avérées suffisamment faibles pour être acceptables.

Un classement qualitatif des méthodes analytiques basé sur leur degré de complexité technique est présenté dans le Tableau 8.4 pour les produits chimiques inorganiques et dans le Tableau 8.5 pour les produits chimiques organiques. La séparation des produits chimiques en deux groupes vient de différences considérables entre les méthodes analytiques utilisées pour chacun d'eux. Plus le score est élevé dans le classement, plus complexe est le procédé en termes d'équipement ou de manipulation. En général, plus le score est élevé, plus les coûts totaux sont élevés également.

Tableau 8.4 Classement selon la complexité des méthodes analytiques pour les produits chimiques inorganiques

Score	Exemples de méthodes analytiques
1	Méthode volumétrique, méthode colorimétrique
2	Méthode nécessitant une électrode
3	Chromatographie ionique
4	Chromatographie liquide haute performance
5	Spectrométrie d'absorption atomique de flamme
6	Spectrométrie d'absorption atomique électrothermique
7	Spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif
8	Spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif

Tableau 8.5 Classement selon la complexité des méthodes analytiques pour les produits chimiques organiques

Score	Exemples de méthodes analytiques
1	Chromatographie liquide haute performance
2	Chromatographie en phase gazeuse
3	Chromatographie en phase gazeuse – spectrométrie de masse
4	Chromatographie en phase gazeuse par la technique de l'espace de tête et spectrométrie de masse
5	Chromatographie en phase gazeuse à système de purge et piégeage (purge-and-trap) Chromatographie en phase gazeuse à système de purge et piégeage – spectrométrie de masse

Les faisabilités analytiques, basées sur les limites de détection, des produits chimiques inorganiques et organiques pour lesquels des valeurs guides ont été définies, sont présentées dans l'Annexe 4 par catégorie de source.

De nombreux types de kits de test utilisables sur le terrain sont disponibles pour mesurer les concentrations de différents produits chimiques dans l'eau. Ils sont généralement utilisés pour vérifier la conformité ainsi que pour le suivi opérationnel de la qualité de l'eau de boisson. Bien que les kits de test utilisables sur le terrain aient l'avantage d'être simples à utiliser en dehors de laboratoires et soient souvent disponibles à des prix peu élevés, leur précision analytique est généralement inférieure à celle d'autres méthodes présentées dans les Tableaux 8.4 et 8.5. Cependant, lorsqu'ils sont utilisés correctement, ils constituent des outils précieux pour évaluer rapidement de nombreux contaminants dans des laboratoires informels, à faible coût par rapport à des tests réalisés en laboratoire. Il est donc nécessaire de vérifier la validité du kit de test utilisable sur le terrain avant de l'utiliser.

Une brève description des méthodes analytiques indiquées dans les Tableaux 8.4 et 8.5 est présentée dans l'Annexe 4.

8.4 Traitement

Comme indiqué plus haut, quand une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires ne peut pas être atteinte par un traitement applicable dans des conditions réalistes, la valeur guide est dite provisoire et fixée à une concentration qui peut être obtenue par un traitement effectué dans des conditions réalistes.

La collecte, le traitement, le stockage et la distribution de l'eau de boisson font intervenir des ajouts délibérés de nombreux produits chimiques pour améliorer la sécurité sanitaire et la qualité de l'eau de boisson finie destinée aux consommateurs (ajouts directs). En outre, l'eau est en contact constant avec les conduites, les vannes, les robinets et la surface de réservoirs qui, tous, peuvent libérer des produits chimiques supplémentaires dans l'eau (ajouts indirects). Les produits chimiques utilisés pour le traitement de l'eau ou provenant de matériaux en contact avec l'eau de boisson font l'objet d'une discussion plus détaillée dans la section 8.5.4.

8.4.1 Performance des traitements

La performance des traitements varie selon les conditions et les circonstances locales. La possibilité de respecter une valeur guide dans un approvisionnement en eau de boisson dépend d'un certain nombre de facteurs, notamment :

- la concentration du produit chimique dans l'eau brute ;
- les mesures de maîtrise des risques appliquées dans l'ensemble du réseau d'eau de boisson ;
- la nature de l'eau brute (eau souterraine ou eau de surface, présence de matière organique naturelle, de solutés inorganiques et autres caractéristiques, telles que la turbidité) ;
- les procédés de traitement déjà en place.

Si une valeur guide ne peut pas être respectée avec le système existant, il peut être nécessaire d'envisager un traitement supplémentaire ou de se procurer une eau provenant d'autres sources.

Le coût qui en résulte dépendra de la complexité du traitement supplémentaire ou des autres mesures de maîtrise des risques nécessaires. Il n'est pas possible de donner des informations quantitatives générales. Les coûts des traitements (coûts d'investissement, coûts de fonctionnement) dépendront non seulement des facteurs indiqués plus haut mais également d'éléments tels que la production de l'installation, les coûts locaux de la main d'œuvre, les travaux de génie civil et les travaux mécaniques, les produits chimiques et l'électricité, la longévité prévue de l'installation, etc. Les valeurs guides peuvent être progressivement atteintes à long terme par des options n'impliquant pas de traitements et ne nécessitant pas d'investissements onéreux, par exemple, par des accords avec les utilisateurs des terres pour réduire l'application de produits chimiques (engrais, pesticides, etc.)

Un classement qualitatif des procédés de traitement basé sur leur degré de complexité technique est présenté dans le Tableau 8.6. Plus le score est élevé dans le classement, plus complexe est le procédé en termes d'installation ou de fonctionnement. En général, plus le score est élevé, plus les coûts sont élevés également.

Tableau 8.6 Classement selon la complexité technique et le coût des procédés de traitement de l'eau

Score	Exemples de procédés de traitement
1	Chloration simple Filtration sans autre traitement (sable rapide, sable lent)
2	Pré-chloration plus filtration Aération
3	Coagulation chimique Optimisation du procédé pour limiter les concentrations de DBP
4	Traitement sur charbon actif granulaire Échange d'ions
5	Ozonation
6	Procédés d'oxydation avancés Traitement membranaire

L'Annexe 5 présente un résumé des procédés de traitement permettant d'éliminer les contaminants chimiques importants pour la santé publique. Les tableaux de l'Annexe 5 comprennent uniquement les produits chimiques, classés par catégorie de source, pour lesquels des données de traitement sont disponibles et pour lesquels des valeurs guides ont été déterminées.

Les tableaux de l'Annexe 5 sont destinés à faciliter la prise de décision quant à la capacité du traitement en place à respecter les valeurs guides et à la nécessité d'un traitement supplémentaire. Les données de ces tableaux ont été compilées à partir des éléments publiés qui se réfèrent principalement à des expériences de

laboratoire, à certaines études dans des installations pilotes et à quelques études à grande échelle concernant les procédés de traitement de l'eau. Par conséquent :

- Étant conçus pour de plus grandes installations, de nombreux traitements présentés ne sont pas nécessairement appropriés à de plus petites installations ou au niveau individuel. Le choix de la technologie doit donc se faire au cas par cas.
- Les informations correspondent vraisemblablement au « meilleur des cas », les données ayant été obtenues dans des conditions de laboratoire ou dans une installation rigoureusement contrôlée pour les besoins de l'expérimentation.
- La performance réelle du procédé dépendra de la concentration du produit chimique dans l'eau brute et de la qualité générale de celle-ci. Par exemple, la chloration ainsi que l'élimination de produits chimiques organiques et de pesticides par filtration sur charbon actif ou par ozonation seront inhibées si la concentration de matière organique naturelle est élevée.
- Pour de nombreux contaminants, plusieurs procédés différents peuvent convenir ; la complexité technique et le coût devraient être déterminants dans le choix du procédé, en tenant compte des circonstances locales. Par exemple, les procédés membranaires permettent d'éliminer un large spectre de produits chimiques mais d'autres solutions plus simples et moins coûteuses sont efficaces pour éliminer la plupart d'entre eux.
- En pratique, il est normal d'utiliser une série de procédés différents (par exemple, coagulation, sédimentation, filtration, chloration) pour atteindre les objectifs souhaités de qualité de l'eau. Chacun de ces procédés peut contribuer à l'élimination des produits chimiques. Il peut être techniquement et économiquement avantageux d'utiliser une combinaison de procédés (par exemple, ozonation plus filtration sur charbon actif granulaire ou procédés membranaires) pour éliminer des produits chimiques particuliers.
- L'efficacité des procédés potentiellement utilisables devrait être évaluée sur l'eau brute réellement concernée au moyen de tests de laboratoire ou dans une installation pilote. Ces tests devraient avoir une durée suffisante pour identifier les variations saisonnières ou autres variations temporelles potentielles des concentrations de contaminants et de la performance du procédé.
- Ces descriptions des caractéristiques des technologies de traitement sont fondées sur des estimations et ne sont pas exhaustives mais elles ont pour but de donner quelques indications sur les types de technologies qui se sont montrées les plus ou les moins aptes à éliminer de l'eau de boisson les produits chimiques indiqués.

Une brève description des différents procédés de traitement auxquels il est fait référence dans le Tableau 8.6 est présentée dans l'Annexe 5.

8.4.2 Mesures destinées à limiter les sous-produits de désinfection par la maîtrise du procédé

Tous les désinfectants chimiques produisent des DBP inorganiques ou organiques qui peuvent avoir un effet toxique.

Les principaux DBP formés durant la chloration sont les trihalométhanes (THM), les acides haloacétiques (AHA), les halocétones et les haloacétonitriles, suite à la chloration de précurseurs organiques naturels tels que des substances humiques. Avec la monochloramine, de plus faibles concentrations de THM sont formées qu'avec le chlore mais d'autres DBP, notamment du chlorure de cyanogène, sont produits.

Le chlore et l'ozone oxydent les bromures pour produire des acides hypohalogéneux qui réagissent avec des précurseurs pour former des THM bromés. Une gamme d'autres DBP, notamment des aldéhydes et des acides carboxyliques, peuvent également être formés. Les bromates, formés par l'oxydation des bromures, sont particulièrement dangereux. Les bromates peuvent également être présents dans certains produits utilisés comme source d'hypochlorite, mais habituellement à des concentrations dans l'eau finale inférieures à la valeur guide.

Lorsque l'on tente de réduire les concentrations de DBP, il est essentiel de ne pas compromettre l'efficacité de la désinfection et de maintenir une concentration résiduelle appropriée dans l'ensemble du réseau de distribution.

Les principaux sous-produits du dioxyde de chlore sont l'ion chlorite, produit de décomposition inévitable, et l'ion chlorate. Le chlorate est également produit par l'hypochlorate au cours du temps.

Les stratégies de base pouvant être adoptées pour réduire les concentrations de DBP sont les suivantes :

- modifier les conditions du procédé (ce qui inclut l'élimination des composés précurseurs avant l'application du traitement) ;
- utiliser un désinfectant chimique différent ayant une plus faible propension à générer des sous-produits avec l'eau de source ;
- appliquer une désinfection non chimique ;
- éliminer les DBP avant la distribution.

Modifications des conditions du procédé

La formation de THM durant la chloration peut être réduite en éliminant les précurseurs avant qu'ils entrent en contact avec le chlore – par exemple, en installant ou en renforçant une unité de coagulation (ce qui peut nécessiter des doses plus élevées de coagulant ou un pH de coagulation plus faible que les valeurs appliquées conventionnellement). La formation de DBP peut également être réduite en diminuant la dose de chlore ; dans ce cas, il faut s'assurer que la désinfection est toujours efficace.

Pendant la chloration, le pH influe sur le type de sous-produits chlorés formés. L'abaissement du pH entraîne une diminution de la concentration de THM, au détriment d'une formation accrue de AHA. Inversement, l'élévation du pH réduit la production de AHA mais entraîne une formation accrue de THM.

Pendant l'ozonation, la formation de bromates dépend de plusieurs facteurs, notamment les concentrations de bromures et d'ozone ainsi que le pH. Il n'est pas possible en pratique d'éliminer les bromures de l'eau brute et il est difficile d'éliminer les bromates une fois qu'ils sont formés, bien que la filtration sur charbon actif granulaire se soit révélée efficace dans certaines circonstances. La formation de bromates peut être minimisée en diminuant la dose d'ozone, en réduisant le temps de contact et en abaissant la concentration résiduelle d'ozone. En travaillant à un pH plus faible (par exemple, pH 6,5) puis en augmentant le pH après l'ozonation, la formation de bromates est également réduite ; l'ajout d'ammoniac peut également être efficace. L'ajout de peroxyde d'hydrogène peut soit augmenter soit diminuer la formation de bromates selon le moment de son application et les conditions de traitement locales.

Changement de désinfectants

Il est possible de changer de désinfectant afin de pouvoir respecter les valeurs guides pour les DBP. La mesure dans laquelle ce changement peut être opéré dépendra de la qualité de l'eau brute et du traitement en place (par exemple, pour l'élimination des précurseurs).

Une solution efficace peut consister à substituer le chlore par la chloramine afin qu'un désinfectant résiduel secondaire soit présent dans le réseau, tout en réduisant la formation initiale de THM et sa formation ultérieure dans le réseau de distribution. Bien que la chloramine assure une concentration résiduelle plus stable dans le réseau, ce désinfectant est moins puissant et ne devrait pas être utilisé comme désinfectant primaire.

L'utilisation de dioxyde de chlore peut être considérée comme une solution de substitution à la désinfection par le chlore et par l'ozone, bien que ce désinfectant n'ait pas l'effet résiduel qu'aurait le chlore. La principale préoccupation liée à l'utilisation du dioxyde de chlore concerne ses concentrations résiduelles et ses sous-produits chlorite et chlorate. Ces problèmes peuvent être résolus par l'ajustement de la dose de dioxyde de chlore dans l'installation de traitement.

Désinfection non chimique

Le rayonnement ultraviolet (UV) ou les procédés membranaires peuvent être envisagés comme solution de substitution à la désinfection chimique. Le rayonnement UV est particulièrement efficace pour l'inactivation de *Cryptosporidium*, qui est extrêmement résistant à la chloration. Aucun de ces deux modes de désinfection n'assure une désinfection résiduelle, et il peut être souhaitable d'ajouter une petite dose de désinfectant persistant, tel que le chlore ou la chloramine comme agent de préservation pendant la distribution.

Élimination des DBP avant la distribution

Il est techniquement faisable d'éliminer les DBP avant la distribution ; cependant, c'est l'option la moins souhaitable pour limiter les concentrations de DBP. Parmi les stratégies applicables, figurent la gestion de la source, l'élimination des précurseurs, l'utilisation d'autres désinfectants et l'élimination de DBP par des techniques telles que le stripping à l'air, la filtration sur charbon actif, le rayonnement UV et les procédés d'oxydation avancés. Ces procédés doivent être suivis d'une étape supplémentaire de désinfection pour éviter une contamination microbienne et pour assurer la présence d'une concentration résiduelle de désinfectant dans le réseau de distribution.

8.4.3 Traitement pour limiter la corrosion

La corrosion est une dissolution partielle des matériaux constitutifs de l'installation de traitement et du réseau de distribution, des réservoirs, tuyaux, vannes et pompes. Dans certaines circonstances, toute eau peut être corrosive. La corrosion peut entraîner une défaillance structurelle, des fuites, une perte de capacité et une détérioration de la qualité chimique et microbiologique de l'eau. La corrosion interne des conduites et de la robinetterie peut avoir un impact direct sur la concentration des constituants de l'eau, notamment le plomb et le cuivre. La lutte contre la corrosion est donc un aspect important de la gestion d'un réseau d'eau de boisson pour garantir sa sécurité sanitaire.

La lutte contre la corrosion comprend de nombreux paramètres, notamment les concentrations de calcium, bicarbonate, carbonate et oxygène dissous ainsi que le pH. Les critères requis précis (les exigences détaillées) diffèrent selon la qualité de l'eau et les matériaux utilisés dans le réseau de distribution. Le pH détermine la solubilité et la vitesse de réaction de la plupart des espèces métalliques intervenant dans les réactions de corrosion, ce qui est particulièrement important pour la formation d'un film protecteur à la surface du métal. Pour certains métaux, l'alcalinité (carbonates et bicarbonates) et le calcium (dureté) affectent également les vitesses de corrosion.

Caractérisation de la corrosivité

La plupart des indices élaborés pour caractériser le potentiel de corrosion des eaux sont basés sur l'hypothèse selon laquelle une eau ayant une propension à former une croûte de carbonate de calcium sur les surfaces métalliques serait moins corrosive. L'indice de Langelier représente la différence entre le pH réel d'une eau et son « pH à saturation », celui-ci étant le pH auquel une eau de même alcalinité et dureté calcique serait à l'équilibre avec le carbonate de calcium solide. Dans les eaux dont l'indice de Langelier est positif, les ions en solution peuvent former un dépôt de carbonate de calcium.

Il n'y a pas d'indice de corrosion applicable à tous les matériaux et l'utilisation des indices de corrosion, en particulier ceux qui se rapportent à la saturation en carbonate de calcium, a donné des résultats hétérogènes. Les paramètres liés à l'état de saturation du carbonate de calcium sont, à proprement parler, des indicateurs de la tendance à la formation ou à la dissolution d'une croûte de carbonate de calcium

(calcite) et non des indicateurs de la « corrosivité » d'une eau. Par exemple, beaucoup d'eaux ayant un indice de Langelier négatif ne sont pas corrosives et beaucoup d'eaux ayant un indice de Langelier positif sont corrosives. Néanmoins, il existe beaucoup d'exemples de l'utilisation d'indices de saturation pour lutter contre la corrosion basés sur le concept de dépôt d'une « coquille d'œuf » protectrice de calcite dans des tuyaux en fer. En général, les eaux ayant un pH, une teneur en calcium et une alcalinité élevés sont moins corrosives et ce phénomène a tendance à être corrélé à un indice de Langelier positif. Cependant, ces indices de précipitation du carbonate de calcium ne sont pas nécessairement considérés comme de bons indicateurs de corrosion pour les réseaux en cuivre.

Le rapport concentrations de chlorures et sulfates sur concentration de bicarbonate (indice de Larson) s'est avéré utile dans l'évaluation de la corrosivité de l'eau pour la fonte et l'acier. Une approche similaire a été utilisée dans l'étude de la dissolution du zinc à partir des alliages de laiton (diagramme de Turner).

Traitement de l'eau pour lutter contre la corrosion

Pour lutter contre la corrosion dans les réseaux de distribution d'eau, les méthodes les plus couramment appliquées sont l'ajustement du pH, l'augmentation de l'alcalinité ou de la durée ou l'ajout d'inhibiteurs de corrosion, tels que les polyphosphates, les silicates et les orthophosphates. La qualité de tels produits chimiques de traitement de l'eau ainsi que la dose maximale à utiliser doivent respecter les spécifications. Bien que l'ajustement du pH soit une approche importante, son impact possible sur d'autres aspects de l'approvisionnement en eau, notamment la désinfection, doit toujours être pris en compte.

Il n'est pas toujours possible d'atteindre les valeurs souhaitées pour tous les paramètres. Par exemple, le pH des eaux dures ne peut pas être trop augmenté, sans quoi un adoucissement se produit. L'application de chaux et de dioxyde de carbone à des eaux douces peut être utilisée pour augmenter à la fois la concentration de calcium et l'alcalinité jusqu'à au moins 40 mg/l sous forme de carbonate de calcium.

Des informations plus détaillées sur la corrosion de divers métaux couramment utilisés dans les dispositifs de traitement et les réseaux de distribution d'eau sont présentées dans l'Annexe 5.

8.4.4 Traitement domestique

Le plus grand risque chimique pour la santé publique dans certaines eaux naturelles est un excès naturel de fluorures, de nitrates/nitrites et d'arsenic.

Certaines technologies commerciales de traitement de l'eau sont disponibles pour des applications à petite échelle destinées à éliminer les contaminants chimiques. Par exemple, l'échange anionique utilisant de l'alumine activée ou des produits contenant du fer réduira efficacement les concentrations de fluorures en excès. Le charbon d'os a également été utilisé pour réduire les concentrations de fluorures. L'arsenic peut lui-aussi être éliminé par des procédés d'échange d'anions similaires à ceux utilisés pour les fluorures. La meilleure façon de gérer le problème des nitrites et des nitrates, qui sont souvent présents dans l'eau suite à une contamination par des eaux usées et des effluents agricoles, consiste à protéger l'eau de source contre ces contaminations. Leur élimination est difficile bien que la désinfection entraîne une oxydation des nitrites, qui sont la forme la plus toxique, en nitrates. En outre, la désinfection va assainir l'eau et réduire le risque d'infection gastro-intestinale, qui aggrave le risque de méthémoglobinémie chez les nourrissons (jusqu'à l'âge de 3-6 mois) exposés à un excès de nitrates/nitrites.

L'adoucissement de l'eau par échange cationique est largement utilisé au niveau domestique pour réduire la dureté excessive due à une forte teneur en calcium et en magnésium ; ce procédé peut également éliminer des métaux, notamment le fer et le radium.

Les produits chimiques organiques naturels et de synthèse peuvent être éliminés par des technologies de filtration sur charbon actif granulaire ou sur filtres à bloc de charbon. Les systèmes de traitement doivent être bien utilisés et les filtres renouvelés régulièrement car leur efficacité s'amenuise en fonction des types de contaminants chimiques et de la concentration de ceux-ci dans l'eau. Les technologies basées sur l'osmose inverse sont généralement applicables pour éliminer la plupart des produits chimiques organiques et inorganiques ; cependant, elles présentent une certaine sélectivité et une quantité significative d'eau est gaspillée quand des unités basse pression sont utilisées pour traiter de petits volumes.

8.5 Valeurs guides pour différents produits chimiques, par catégorie de source

8.5.1 Produits chimiques naturels

Il existe plusieurs sources de produits chimiques naturellement présents dans l'eau de boisson. Toute eau naturelle contient une gamme de produits chimiques inorganiques et organiques. Les premiers proviennent des roches et du sol à travers lesquels l'eau a percolé ou sur lesquels elle a coulé. Les seconds sont issus de la décomposition de plantes ou issus d'algues et d'autres micro-organismes qui croissent dans l'eau ou sur les sédiments. La plupart des produits chimiques naturels pour lesquels des valeurs guides ont été déterminées ou ont fait l'objet d'études sont des produits inorganiques. Un seul est organique, la microcystine-LR, toxine produite par des cyanobactéries ou algues bleues. Les cyanobactéries (voir également la section 11.5) sont largement répandues dans des lacs, réservoirs, étangs et cours d'eau lents. De nombreuses espèces produisent des toxines ou « cyanotoxines » susceptibles d'avoir des effets toxiques. Les cyanotoxines varient en termes de structure et peuvent être intracellulaires ou être libérées dans l'eau. La toxicité des cyanotoxines connues (y compris les différents variants structuraux au sein d'un même groupe, tel celui des microcystines) varie considérablement et il est vraisemblable que d'autres toxines soient toujours inconnues, de sorte que l'option de lutte préférée consiste à limiter les phases de prolifération (blooms).

L'approche adoptée dans le traitement des produits chimiques naturels dépendra de la nature du produit chimique et de sa source. Pour les contaminants inorganiques issus de roches et de sédiments, il importe de rechercher les sources d'eau disponibles afin de déterminer si elles sont utilisables ou si elles doivent subir un traitement pour éliminer les contaminants susceptibles d'avoir un effet toxique ainsi que les contaminants microbiens. Dans certains cas, quand plusieurs sources sont disponibles, la dilution, c'est-à-dire le mélange de l'eau contenant des taux élevés d'un contaminant avec une eau en contenant beaucoup moins, peut permettre d'atteindre le résultat souhaité.

Un grand nombre de contaminants chimiques parmi les plus importants (ceux pour lesquels on a montré qu'une exposition via l'eau de boisson avait un effet toxique) entre dans la catégorie des produits chimiques naturels. Certains produits chimiques naturels proviennent principalement d'autres sources et feront donc l'objet d'autres sections du présent chapitre.

Des valeurs guides n'ont pas été définies pour les produits chimiques naturels indiqués dans le Tableau 8.7 pour les raisons précisées. Le Chapitre 12 comprend les fiches techniques relatives aux différents produits.

Tableau 8.7 Produits chimiques naturels pour lesquels des valeurs guides n'ont pas été définies

Produit chimique	Motif de l'absence de valeur guide définie	Remarques
Bromure	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques	
Chlorure	Non préoccupant pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson (voir Chapitre 10)
Dureté	Non préoccupante pour la santé aux niveaux relevés dans l'eau de boisson	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson (voir Chapitre 10)
Sulfure d'hydrogène	Non préoccupant pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson (voir Chapitre 10)
Fer	Non préoccupant pour la santé aux concentrations entraînant des problèmes d'acceptabilité de l'eau de boisson	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson (voir Chapitre 10)
Manganèse	Non préoccupant pour la santé à des concentrations entraînant normalement des problèmes d'acceptabilité de l'eau de boisson. Cependant, dans certaines circonstances, le manganèse peut rester en solution à des concentrations plus élevées dans certaines eaux acides ou en anaérobiose, en particulier des eaux souterraines	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson (voir Chapitre 10)
Molybdène	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques	
pH	Non préoccupant pour la santé aux niveaux relevés dans l'eau de boisson	Important paramètre opérationnel de la qualité de l'eau
Potassium	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques	
Sodium	Non préoccupant pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson (voir Chapitre 10)
Sulfate	Non préoccupant pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson (voir Chapitre 10)
Matières solides totales dissoutes	Non préoccupantes pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson (voir Chapitre 10)

Dans le Tableau 8.8, figurent les valeurs guides définies pour les produits chimiques naturels répondant aux critères d'inclusion. Les fiches techniques correspondant à chacun d'entre eux figurent dans le Chapitre 12.

Tableau 8.8 Valeurs guides affectées à des produits chimiques naturels dont la présence dans l'eau de boisson est importante sur le plan sanitaire

Produit chimique	Valeur guide		Remarques
	µg/l	mg/l	
Inorganique			
Arsenic	10 (A, T)	0,01 (A, T)	
Baryum	1300	1,3	
Bore	2400	2,4	
Chrome	50 (P)	0,05 (P)	Applicable au chrome total

Produit chimique	Valeur guide		Remarques
	µg/l	mg/l	
Fluorure	1500	1.5	Il convient de prendre en compte le volume d'eau consommé et l'ingestion à partir d'autres sources dans la définition des normes nationales
Sélénium	40 (P)	0,04 (P)	
Uranium	30 (P)	0,03 (P)	Seuls les effets chimiques de l'uranium sont considérés dans ce document
Organique			
Microcystine-LR	1 (P)	0,001 (P)	Applicable à la microcystine-LR totale (libre + fixée sur des cellules)

A, valeur guide provisoire car la valeur guide calculée est inférieure au niveau de quantification pouvant être atteint ;
P, valeur guide provisoire en raison de l'incertitude affectant certaines données de la base de données sanitaires ;
T, valeur guide provisoire car la valeur guide calculée est inférieure au niveau pouvant être atteint en pratique par des procédés de traitement, la protection des sources, etc.

8.5.2 Produits chimiques issus de sources industrielles et de zones d'habitation humaine

Les produits chimiques issus de sources industrielles peuvent s'introduire directement dans l'eau de boisson à partir de rejets ou indirectement à partir de sources diffuses résultant de l'utilisation et de la mise en décharge de matériaux contenant des produits chimiques. Dans certains cas, des manipulations incorrectes et des décharges sauvages peuvent entraîner une contamination (par exemple, des agents de dégraissage peuvent atteindre les eaux souterraines). La présence de ces produits chimiques, en particulier les produits chimiques inorganiques, peut également résulter d'une contamination naturelle mais elle peut aussi être une conséquence d'activités industrielles, telles que des activités minières, qui modifient les profils de drainage. Un grand nombre de ces produits chimiques sont utilisés dans de petites unités industrielles dans des zones d'habitation humaine ; en particulier, lorsque de telles unités consistent en un regroupement d'entreprises similaires, elles peuvent être une source importante de pollution. Les huiles de pétrole sont abondamment utilisées dans les zones d'habitation humaine et une manipulation incorrecte ou des décharges sauvages peuvent entraîner une pollution importante des eaux de surface et des eaux souterraines. Lorsque des tuyaux en plastique sont utilisés pour l'approvisionnement local en eau, les molécules aromatiques de plus petite taille des rejets d'huiles de pétrole imbibant la terre peuvent pénétrer dans ces tuyaux entraînant ainsi une pollution de l'eau.

Un certain nombre de produits chimiques peuvent pénétrer dans l'eau suite au rejet de produits chimiques ménagers à usage général ; en particulier, un certain nombre de métaux lourds peuvent être présents dans les eaux usées domestiques et lorsque celles-ci sont traitées, ils se retrouvent habituellement dans les boues. Certains produits chimiques qui sont abondamment utilisés dans l'industrie et qui sont présents dans les matériaux à usage domestique se retrouvent dans l'environnement (par exemple, le di(2-éthylhexyl)phtalate) et jusque dans les sources d'eau, habituellement toutefois en faibles concentrations.

Certains produits chimiques issus de sources industrielles ou de zones d'habitation humaine qui sont retrouvés dans l'eau de boisson peuvent également provenir d'autres sources et font l'objet d'autres sections de ce chapitre. Quand des latrines et des fosses septiques sont mal situées, elles peuvent entraîner une contamination des sources d'eau de boisson par des nitrates (voir la section 8.5.3).

Pour identifier les contaminations possibles par des produits chimiques issus de sources industrielles et de zones d'habitation humaine, il faut procéder à une évaluation des activités au niveau du captage et du risque que des contaminants particuliers puissent atteindre les sources d'eau. La stratégie de lutte contre les contaminants consiste en premier lieu à éviter les contaminations en encourageant les bonnes pratiques. Cependant, si une contamination a eu lieu, l'application d'un traitement peut s'avérer nécessaire.

Des valeurs guides n'ont pas été définies pour les produits chimiques dont la liste figure dans le Tableau 8.9 pour les raisons indiquées dans le tableau. Les fiches techniques correspondant à chacun d'entre eux figurent dans le Chapitre 12.

Tableau 8.9 Produits chimiques, issus de sources industrielles et de zones d'habitation humaine, pour lesquels des valeurs guides n'ont pas été définies

Produit chimique	Motif de l'absence de valeur guide définie
Béryllium	Rarement présent dans l'eau de boisson à des concentrations susceptibles de provoquer des effets toxiques
Cyanure	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques, sauf dans des situations d'urgence à la suite de déversements dans une source d'eau
1,3-dichlorobenzène	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
1,1-dichloroéthane	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
1,1-dichloroéthène	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Di(2-éthylhexyl)adipate	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Hexachlorobenzène	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Méthyl-tert-butyl éther	Toute valeur guide qui pourrait être déterminée serait probablement supérieure aux concentrations auxquelles le méthyl-tert-butyl éther est détectable par son odeur
Monochlorobenzène	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques. Par ailleurs, une valeur reposant sur des arguments sanitaires devrait être largement supérieure aux seuils les plus bas détectables par le goût et par l'odeur signalés
Nitrobenzène	Rarement présent dans l'eau de boisson à des concentrations susceptibles de provoquer des effets toxiques
Produits pétroliers	Dans la plupart des situations, le goût et l'odeur permettront de détecter la présence de ces produits à des concentrations inférieures à celles qui sont préoccupantes pour la santé, notamment en cas d'exposition à court terme
Trichlorobenzènes (totaux)	Présents dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques. Par ailleurs, une valeur reposant sur des arguments sanitaires serait supérieure aux seuils les plus bas détectables par l'odeur signalés
1,1,1-trichloroéthane	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques

Dans le Tableau 8.10, figurent les valeurs guides définies pour les produits chimiques répondant aux critères d'inclusion. Les fiches techniques correspondant à chacun d'entre eux figurent dans le Chapitre 12.

Tableau 8.10 Valeurs guides affectées à des produits chimiques issus de sources industrielles et de zones d'habitation humaine dont la présence dans l'eau de boisson est importante sur le plan sanitaire

Produits chimiques	Valeur guide		Remarques
	µg/l	mg/l	
Inorganiques			
Cadmium	3	0,003	
Mercure	6	0,006	Applicable au mercure inorganique

Produits chimiques	Valeur guide		Remarques
	µg/l	mg/l	
Organiques			
Benzène	10 ^a	0,01 ^a	
Tétrachlorure de carbone	4	0,004	
1,2-dichlorobenzène	1000 (C)	1 (C)	
1,4-dichlorobenzène	300 (C)	0,3 (C)	
1,2-dichloroéthane	30 ^a	0,03 ^a	
1,2-dichloroéthène	50	0,05	
Dichlorométhane	20	0,02	
Di(2-éthylhexyl)phtalate	8	0,008	
1,4-dioxane	50 ^a	0,05 ^a	Déterminé en utilisant l'approche de la dose journalière tolérable ainsi qu'un modèle multi-étapes linéarisé
Acide édétique	600	0,6	Applicable à l'acide libre
Éthylbenzène	300 (C)	0,3 (C)	
Hexachlorobutadiène	0.6	0,0006	
Acide nitriloacétique	200	0,2	
Pentachlorophénol	9 ^a (P)	0,009 ^a (P)	
Styrène	20 (C)	0,02 (C)	
Tétrachloroéthène	40	0,04	
Toluène	700 (C)	0,7 (C)	
Trichloroéthène	20 (P)	0,02 (P)	
Xylènes	500 (C)	0,5 (C)	

C, des concentrations de la substance inférieures ou égales à la valeur guide reposant sur des arguments sanitaires peuvent influencer sur l'aspect, le goût ou l'odeur de l'eau, ce qui suscite des plaintes de la part des consommateurs ; P, valeur guide provisoire en raison de l'incertitude affectant certaines données de la base de données sanitaires

^a Dans le cas de substances sans seuil, la valeur guide correspond à la concentration dans l'eau de boisson associée à une valeur limite supérieure de l'excès de risque de cancer sur la durée de vie de 10⁻⁵ (un cas supplémentaire de cancer pour 100 000 habitants consommant l'eau de boisson contenant la substance à la concentration définie comme valeur guide pendant 70 ans). On peut calculer les concentrations associées aux valeurs limites supérieures de l'excès de risque de cancer sur la durée de vie de 10⁻⁴ et 10⁻⁶ en multipliant ou en divisant respectivement la valeur guide par 10.

8.5.3 Produits chimiques issus d'activités agricoles

Des produits chimiques sont utilisés dans les cultures et pour l'élevage. La présence de nitrates peut avoir différentes origines : le travail du sol quand la croissance est insuffisante pour absorber les nitrates libérés par la décomposition des plantes, un excès de fertilisant inorganique ou organique, et le lisier issu de la production animale. La plupart des produits chimiques issus des activités agricoles sont des pesticides ; leur présence dépend toutefois de nombreux facteurs et tous les pesticides ne sont pas utilisés en toutes circonstances ou dans toutes les conditions climatiques. La contamination peut résulter de l'application puis de l'entraînement par l'eau de pluie ou de méthodes d'élimination inappropriées.

Certains pesticides sont également utilisés dans des applications non agricoles, par exemple pour le désherbage le long des routes et des voies de chemin de fer. Ces pesticides sont également inclus dans la présente section.

Des valeurs guides n'ont pas été définies pour les produits chimiques dont la liste figure dans le Tableau 8.11, car un examen de la littérature sur leur présence réelle ou vraisemblable dans l'eau de boisson a clairement démontré qu'ils étaient absents de l'eau de boisson.

Tableau 8.11 Produits chimiques issus d'activités agricoles exclus de la liste des substances justifiant la détermination d'une valeur guide

Produit chimique	Motif de l'exclusion
Amitraze	Produit chimique se dégradant rapidement dans l'environnement et pour lequel il est peu probable de relever des concentrations mesurables dans les approvisionnements en eau de boisson
Chlorobenzilate	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Chlorothalonil	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Cyperméthrine	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Deltaméthrine	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Diazinone	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Dinoseb	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Éthylène-thiourée	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Fenamiphos	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Formothion	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Hexachlorocyclohexanes (mélange d'isomères)	Présence peu probable dans l'eau de boisson
MCPB ^a	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Méthamidophos	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Méthomyl	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Mirex	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Monocrotophos	Interdit d'utilisation dans de nombreux pays et présence peu probable dans l'eau de boisson
Oxamyl	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Phorate	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Propoxur	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Pyridate	Non persistant et rarement présent dans l'eau de boisson
Pyriproxyfène	Présence peu probable dans l'eau de boisson ^b
Quintozone	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Toxaphène	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Triazophos	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Oxyde de tributylétain	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Trichlorfon	Présence peu probable dans l'eau de boisson

^a Acide 4-(4-chloro-*o*-tolylxy)butyrique.

^b L'utilisation de pyriproxyfène comme larvicide pour la protection de la santé publique est traitée plus en détail dans la section 8.6.

Des valeurs guides n'ont pas été définies pour les produits chimiques dont la liste figure dans le Tableau 8.12 pour les raisons indiquées dans le tableau. Cependant, des valeurs reposant sur des arguments sanitaires et, dans certains cas, des valeurs aiguës reposant sur des arguments sanitaires ont été déterminées pour un certain nombre de ces pesticides afin de proposer des recommandations aux États Membres quand il existe un motif de préoccupation locale comme, par exemple, une situation d'urgence ou des déversements de produits (pour plus d'informations au sujet des valeurs guides et des valeurs reposant sur des arguments

sanitaires, voir la section 8.2). Les fiches techniques correspondant à chacun des pesticides figurent dans le Chapitre 12.

Tableau 8.12 Produits chimiques, issus d'activités agricoles, pour lesquels des valeurs guides n'ont pas été définies

Produit chimique	Motif de l'absence de valeur guide définie
Ammoniac	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Bentazone	Présente dans l'eau de boisson ou des sources d'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Carbaryl	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
1,3-dichloropropane	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
<u>Dichlorvos</u>	Présent dans l'eau de boisson ou des sources d'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
<u>Dicofol</u>	Présence peu probable dans l'eau de boisson ou des sources d'eau de boisson ^a
Diquat	Présent dans l'eau de boisson ou des sources d'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Endosulfan	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Fénitrothion	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Glyphosate et AMPA ^b	Présents dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Heptachlore et époxyde d'heptachlore	Présents dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Malathion	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
<u>MCPA^c</u>	Présent dans l'eau de boisson ou des sources d'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Méthylparathion	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Parathion	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
2-phénylphénol et son sel de sodium	Présents dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Propanil	Ce composé se transforme facilement en ses métabolites, qui sont plus toxiques. On considère comme inapproprié de définir une valeur guide pour le composé parent et les données disponibles ne permettent pas d'en déterminer une pour les différents métabolites

^a Bien que le dicofol ne remplisse pas l'un des trois critères d'évaluation des Directives, un document de référence a été préparé et une valeur reposant sur des arguments sanitaires a été déterminée en réponse à une demande de recommandation d'un des États Membres.

^b Acide aminométhylphosphonique.

^c Acide (2-méthyl-4-chlorophénoxy)acétique.

Dans le Tableau 8.13, figurent les valeurs guides définies pour les produits chimiques répondant aux critères d'inclusion. Les fiches techniques correspondant à chacun d'entre eux figurent dans le Chapitre 12.

Les valeurs guides et les valeurs reposant sur des arguments sanitaires sont prudentes vis-à-vis des effets sur la santé résultant d'une exposition pendant une vie entière. Normalement, de faibles dépassements pendant de courtes périodes ne devraient pas représenter une situation d'urgence sanitaire. Dans le cas d'un déversement, une attribution d'une part plus importante de la DJA à l'eau de boisson peut être justifiée. Dans les cas où des valeurs aiguës reposant sur des arguments sanitaires ont été déterminées, normalement basées sur des évaluations du JMPR, elles peuvent fournir une orientation utile (pour plus d'informations, voir la section 8.7.5).

Le suivi systématique des pesticides n'est généralement pas considéré comme nécessaire. Les États Membres devraient prendre en compte l'utilisation locale et les situations possibles, telles que des déversements, pour décider de l'opportunité d'un suivi et de l'endroit où il doit être réalisé. Dans le cas où les résultats révèlent des niveaux régulièrement supérieurs à la valeur guide ou à la valeur reposant sur des arguments sanitaires, il est recommandé d'élaborer un plan et de le mettre en œuvre pour faire face à la situation.

D'une manière générale, il faut s'efforcer de maintenir la concentration de pesticides dans l'eau aussi faible que possible et de ne pas laisser les concentrations s'élever jusqu'à la valeur guide ou la valeur reposant sur des arguments sanitaires.

Tableau 8.13 Valeurs guides affectées à des produits chimiques issus d'activités agricoles dont la présence dans l'eau de boisson est importante sur le plan sanitaire

Produit chimique	Valeur guide		Remarques
	µg/l	mg/l	
Autres que des pesticides			
Nitrate (sous forme NO ₃ ⁻)	50 000	50	Basée sur les effets à court terme, mais prudente pour les effets à long terme
Nitrite (sous forme NO ₂ ⁻)	3 000	3	Basée sur les effets à court terme, mais prudente pour les effets à long terme
Pesticides utilisés en agriculture			
Alachlore	20 ^a	0,02 ^a	
Aldicarbe	10	0,01	Applicable au sulfoxyde d'aldicarbe et à l'aldicarbe sulfoné
Aldrine et dieldrine	0,03	0,00003	Applicable à l'association aldrine/dieldrine
Atrazine et ses métabolites chloro-s-triazine	100	0,1	
Carbofurane	7	0,007	
Chlordane	0,2	0,0002	
Chlorotoluron	30	0,03	
Chlorpyrifos	30	0,03	
Cyanazine	0.6	0,0006	
2,4-D ^b	30	0,03	Applicable à l'acide libre
2,4-DB ^c	90	0,09	
1,2-dibromo-3-chloropropane	1 ^a	0,001 ^a	
1,2-dibromoéthane	0,4 ^a (P)	0,0004 ^a (P)	
1,2-dichloropropane	40 (P)	0,04 (P)	

Produit chimique	Valeur guide		Remarques
	µg/l	mg/l	
1,3-dichloropropène	20 ^a	0,02 ^a	
Dichlorprop	100	0,1	
Diméthoate	6	0,006	
Endrine	0,6	0,0006	
Fénoprop	9	0,009	
Hydroxyatrazine	200	0,2	Métabolite de l'atrazine
Isoproturon	9	0,009	
Lindane	2	0,002	
Mécoprop	10	0,01	
Méthoxychlore	20	0,02	
Métolachlore	10	0,01	
Molinate	6	0,006	
Pendiméthaline	20	0,02	
Simazine	2	0,002	
<u>2,4,5-T^d</u>	9	0,009	
Terbuthylazine	7	0,007	
Trifluraline	20	0,02	

P, valeur guide provisoire en raison de l'incertitude affectant certaines données de la base de données sanitaires

^a Dans le cas des substances considérées comme cancérigènes, la valeur guide correspond à la concentration dans l'eau de boisson associée à une valeur limite supérieure de l'excès de risque de cancer sur la durée de vie de 10^{-5} (un cas supplémentaire de cancer pour 100 000 habitants consommant l'eau de boisson contenant la substance à la concentration définie comme valeur guide pendant 70 ans). On peut calculer les concentrations associées aux valeurs limites supérieures de l'excès de risque de cancer sur la durée de vie de 10^{-4} et 10^{-6} en multipliant ou en divisant respectivement la valeur guide par 10.

^b Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique.

^c Acide 2,4-dichlorophénoxybutyrique.

^d Acide 2,4,5-trichlorophénoxyacétique.

8.5.4 Produits chimiques utilisés dans le traitement de l'eau ou provenant de matériaux en contact avec l'eau de boisson

Les produits chimiques utilisés dans le traitement de l'eau et les produits chimiques provenant de matériaux en contact avec l'eau peuvent entraîner la présence de contaminants dans l'eau finale.

Certaines substances sont délibérément ajoutées à l'eau au cours du traitement (ajouts directs) ; certaines d'entre elles peuvent être encore présentes dans l'eau finie sans que ce soit volontaire (par exemple, sels, résidus de polymères ou de monomères de coagulats). Les désinfectants résiduels tels la chloramine et le chlore, par exemple, correspondent à des ajouts délibérés et leur présence est souhaitable. D'autres substances, comme les DBP, sont produites lors d'interactions entre les désinfectants chimiques et des substances normalement présentes dans l'eau (Tableau 8.14). Les sous-produits de chloration et d'autres DBP peuvent également être présents dans les piscines, où l'exposition par inhalation et absorption cutanée aura une plus grande importance (OMS, 2006).

Tableau 8.14 Sous-produits de désinfection présents dans les eaux désinfectées (d'après IPCS, 2000)

Désinfectant	Produits organo-halogénés importants	Produits inorganiques importants	Produits non halogénés importants
Chlore/acide hypochloreux (hypochlorite)	THM, AHA, haloacétonitriles, hydrate de chloral, chloropicrine, chlorophénols, N-chloramines, halofuranones, bromohydrines	Chlorate (principalement issu de l'utilisation d'hypochlorite)	Aldéhydes, acides cyanoalcanoïques, acides alcanoïques, benzène, acides carboxyliques, N-nitrosodiméthylamine
Dioxyde de chlore		Principalement réduit en chlorites, chlorates et chlorures dans l'eau de boisson et en chlorites et chlorures après ingestion ; les valeurs guides provisoires pour les chlorites et les chlorates sont prudentes vis-à-vis de la toxicité potentielle due au dioxyde de chlore	Inconnu
Chloramine	Haloacétonitriles, chlorure de cyanogène, chloramines organiques, acide chloraminés, hydrate de chloral, halocétones	Nitrate, nitrite, chlorate, hydrazine	Aldéhydes, cétones, N-nitrosodiméthylamine
Ozone	Bromoforme, acide monobromoacétique, acide dibromoacétique, dibromoacétone, bromure de cyanogène	Chlorate, iodate, bromate, peroxyde d'hydrogène, acide hypobromeux, époxydes, ozonates	Aldéhydes, acides cétoniques, cétones, acides carboxyliques
Dichloroisocyanurate de sodium	Comme pour le chlore/acide hypochloreux (hypochlorite)		Acide cyanurique

D'autres produits chimiques, tels le plomb ou le cuivre des tuyaux ou robinets en laiton et les produits chimiques libérés à partir des revêtements, peuvent être emportés par l'eau au contact des surfaces pendant le traitement ou pendant la distribution (ajouts indirects ou non intentionnels).

Certains produits chimiques utilisés dans le traitement de l'eau (par exemple, l'aluminium) ou dans des matériaux en contact avec l'eau de boisson (par exemple, le styrène) proviennent surtout d'autres sources et font l'objet d'une discussion détaillée dans d'autres sections du présent chapitre.

Nombre de ces ajouts, directs ou indirects ou non intentionnels, sont des composants intervenant dans la production d'eau de boisson sans risque sanitaire. Le suivi et la gestion seront de préférence réalisés en vérifiant les spécificités des matériaux ou des produits chimiques. Il importe d'optimiser les procédés de traitement et de veiller à ce qu'ils restent optimaux afin de limiter les concentrations de résidus des produits chimiques utilisés dans le traitement ainsi que la formation de DBP. La meilleure façon de lutter contre les contaminations involontaires dues à la mauvaise qualité des matériaux est de fixer des spécifications relatives à la composition des produits eux-mêmes plutôt que de définir des limites pour la qualité de l'eau finie ; les contaminations résultant de l'utilisation inappropriée d'ajouts peuvent être limitées par des recommandations sur leur utilisation. De même, des règlements relatifs à la qualité des tuyaux peuvent éviter d'éventuelles contaminations de l'eau par les substances libérées par ces matériaux. Pour limiter les contaminations dues aux revêtements appliqués in situ, le respect de codes de bonne pratique pour leur application doit compléter les mesures portant sur la composition des matériaux.

Dans le monde, il existe de nombreux systèmes d'évaluation et d'homologation nationaux confiés à un tiers pour les produits ajoutés et les matériaux en contact avec l'eau de boisson ; cependant, de nombreux

pays ne disposent pas de tels systèmes ou ne les appliquent pas. Les autorités publiques et les organisations devraient établir ou adapter des systèmes de gestion des produits ajoutés et établir des normes de qualité des produits et des recommandations pour leur utilisation servant à déterminer l'acceptabilité des produits en contact avec l'eau. Idéalement, des normes harmonisées entre pays ou leur reconnaissance réciproque permettraient de réduire les coûts et de rendre ces normes plus accessibles (voir également la section 1.2.9).

Des valeurs guides n'ont pas été définies pour les produits chimiques dont la liste figure dans le Tableau 8.15 pour les raisons indiquées dans le tableau. Les fiches techniques correspondant à chacun d'entre eux figurent dans le Chapitre 12.

Tableau 8.15 Produits chimiques utilisés dans le traitement de l'eau ou provenant de matériaux en contact avec l'eau de boisson pour lesquels des valeurs guides n'ont pas été définies

Produit chimique	Motif de l'absence de valeur guide définie
Désinfectants	
Dioxyde de chlore	Principalement réduit en chlorites, chlorates et chlorures dans l'eau de boisson et en chlorites et chlorures après ingestion ; les valeurs guides provisoires pour les chlorites et les chlorates sont prudentes vis-à-vis de la toxicité potentielle due au dioxyde de chlore
Dichloramine	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Iode	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires, et l'exposition à l'iode pendant une vie entière suite à la désinfection de l'eau par cette substance est improbable
Argent	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Trichloramine	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Sous-produits de désinfection	
Bromochloroacétate	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Bromochloroacétonitrile	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Hydrate de chloral	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Chloroacétones	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires pour aucune des chloroacétones
2-chlorophénol	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Chloropicrine	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Chlorure de cyanogène	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Dibromoacétate	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
2,4-dichlorophénol	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Formaldéhyde	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Monobromoacétate	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
MX ^a	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques

Produit chimique	Motif de l'absence de valeur guide définie
Trichloroacétonitrile	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Contaminants provenant des produits chimiques utilisés pour le traitement	
Aluminium	Une valeur guide de 0,9 mg/l reposant sur des arguments sanitaires a pu être déterminée, mais cette valeur est supérieure aux limites qui peuvent être fixées en pratique pour l'optimisation du procédé de coagulation avec des agents coagulants à base d'aluminium utilisé dans les installations de traitement d'eau de boisson : 0,1 mg/l ou moins dans les grandes installations et 0,2 mg/l ou moins dans les petites installations
Contaminants provenant de la tuyauterie et de la robinetterie	
Amiante	On ne dispose pas de preuves cohérentes de la toxicité de l'amiante par ingestion
Dialkylétains	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires pour aucun des dialkylétains
<u>Fluoranthène^b</u>	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Étain sous forme inorganique	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Zinc	Non préoccupant pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson ^c

^a 3-chloro-4-dichlorométhyl-5-hydroxy-2(5H)-furanone.

^b Voir la fiche technique sur les hydrocarbures aromatiques polynucléaires.

^c Susceptible de nuire à l'acceptabilité de l'eau de boisson (voir le Chapitre 10).

Dans le Tableau 8.16, figurent les valeurs guides définies pour les produits chimiques répondant aux critères d'inclusion. Les fiches techniques correspondant à chacun d'entre eux figurent dans le Chapitre 12.

Tableau 8.16 Valeurs guides affectées à des produits chimiques utilisés dans le traitement de l'eau ou provenant de matériaux en contact avec l'eau de boisson dont la présence dans l'eau de boisson est importante sur le plan sanitaire

Produit chimique	Valeur guide^a		Remarques
	µg/l	mg/l	
Désinfectants			
Chlore	5 000 (C)	5 (C)	Pour que la désinfection soit efficace, il doit rester dans l'eau une concentration résiduelle de chlore libre $\geq 0,5$ mg/l après un temps de contact de 30 min au moins à pH < 8,0. Une concentration résiduelle de chlore doit être maintenue dans tout le réseau de distribution. Au point de distribution, la concentration résiduelle minimale de chlore libre doit être de 0,2 mg/l.
Monochloramine	3 000	3	
Dichloroisocyanurate de sodium	50 000	50	Sous forme de dichloroisocyanurate de sodium
	40 000	40	Sous forme d'acide cyanurique
Sous-produits de désinfection			
Bromate	10 ^a (A, T)	0,01 ^a (A, T)	
Bromodichlorométhane	60 ^a	0,06 ^a	
Bromoforme	100	0,1	

Produit chimique	Valeur guide ^a		Remarques
	µg/l	mg/l	
Chlorate	700 (D)	0,7 (D)	
Chlorite	700 (D)	0,7 (D)	
Chloroforme	300	0,3	
Dibromoacétonitrile	70	0,07	
Dibromochlorométhane	100	0,1	
Dichloroacétate	50 ^a (D)	0,05 ^a (D)	
Dichloroacétonitrile	20 (P)	0,02 (P)	
Monochloroacétate	20	0,02	
<i>N</i> -nitrosodiméthylamine	0,1	0,0001	
Trichloroacétate	200	0,2	
2,4,6-trichlorophénol	200 ^a (C)	0,2 ^a (C)	
Trihalométhanes			La somme des rapports de la concentration de chaque trihalométhane à la valeur guide correspondante ne doit pas dépasser 1
Contaminants provenant des produits chimiques utilisés pour le traitement			
Acrylamide	0,5 ^a	0,0005 ^a	
Épichlorhydrine	0,4 (P)	0,0004 (P)	
Contaminants provenant de la tuyauterie et de la robinetterie			
Antimoine	20	0,02	
Benzo[<i>a</i>]pyrène	0,7 ^a	0,0007 ^a	
Cuivre	2000	2	Une coloration du linge et des appareils sanitaires peut apparaître au-dessous de cette valeur guide
Plomb	10 (A, T)	0,01 (A, T)	
Nickel	70	0,07	
Chlorure de vinyle	0,3 ^a	0,0003 ^a	

A, valeur guide provisoire car la valeur guide calculée est inférieure au niveau de quantification pouvant être atteint ; C, des concentrations inférieures ou égales à la valeur guide reposant sur des arguments sanitaires peuvent influencer sur l'aspect, le goût ou l'odeur de l'eau, ce qui suscite des plaintes de la part des consommateurs ; D, valeur guide provisoire car la désinfection est susceptible d'entraîner un dépassement de la valeur guide ; P, valeur guide provisoire en raison de l'incertitude affectant certaines données de la base de données sanitaires ; T, valeur guide provisoire car la valeur guide calculée est inférieure au niveau pouvant être atteint en pratique par des procédés de traitement, la protection des sources, etc.

^a Dans le cas des substances considérées comme cancérogènes, la valeur guide correspond à la concentration dans l'eau de boisson associée à une valeur limite supérieure de l'excès de risque de cancer sur la durée de vie de 10^{-5} (un cas supplémentaire de cancer pour 100 000 habitants consommant l'eau de boisson contenant la substance à la concentration définie comme valeur guide pendant 70 ans). On peut calculer les concentrations associées aux valeurs limites supérieures de l'excès de risque de cancer sur la durée de vie de 10^{-4} et 10^{-6} en multipliant ou en divisant respectivement la valeur guide par 10.

Substances indicatrices pour le suivi des sous-produits de chloration

Bien que des valeurs guides aient été définies pour un certain nombre de sous-produits de chloration, les données relatives aux approvisionnements en eau de boisson montrent que les THM et les AHA sont des indicateurs appropriés reflétant la majorité des sous-produits de chloration. Le moyen le plus approprié pour éviter les sous-produits de chloration consiste à éliminer les précurseurs organiques qui sont principalement d'origine naturelle. La mesure des THM et, le cas échéant, des AHA (par exemple, lorsque l'eau est chlorée à un pH bas) peut être utilisée pour optimiser l'efficacité du traitement et pour fixer les limites des autres

paramètres opérationnels utilisables afin de suivre le bon déroulement du traitement. Dans ces circonstances, la fréquence du suivi des autres sous-produits de chloration peut être réduite. Bien que les organohalogènes totaux ne soient pas clairement corrélés ni avec les THM ni avec les AHA, ils sont représentatifs des sous-produits de chloration totaux et peuvent constituer un autre indicateur potentiel pour des besoins opérationnels.

En toutes circonstances, il importe de ne pas compromettre l'efficacité de la désinfection en s'efforçant de respecter les directives relatives aux DBP, notamment les sous-produits de chloration, ou en tentant de réduire les concentrations de ces substances.

Contaminants provenant du stockage et de la préparation de solutions d'hypochlorite

Les solutions d'hypochlorite de sodium se décomposent lentement – plus rapidement à des températures plus élevées – en générant des ions chlorate et chlorite. À mesure que la solution vieillit et que la concentration de chlore disponible diminue, il est nécessaire d'utiliser davantage de produit pour atteindre la concentration résiduelle de chlore souhaitée avec pour corollaire une augmentation des quantités de chlorates et de chlorites présents dans l'eau traitée. La décomposition de l'hypochlorite de calcium solide est beaucoup plus lente et, par conséquent, il est moins probable qu'une contamination ait des répercussions importantes. Cependant, si des solutions d'hypochlorite de calcium sont préparées et stockées avant utilisation, la décomposition en chlorate et chlorite se produira également.

L'hypochlorite de sodium est obtenu par électrolyse du chlorure de sodium dissous dans l'eau, lequel contient naturellement de faibles concentrations de bromure de sodium. En conséquence, la solution d'hypochlorite de sodium contiendra des bromates qui se retrouveront dans l'eau traitée. La qualité et l'acceptabilité de l'hypochlorite de sodium sera en partie fonction de la concentration résiduelle de bromate. Un produit de qualité industrielle peut ne pas être acceptable pour des applications à l'eau de boisson. Le bromure de sodium naturellement présent dans le chlorure de sodium sera oxydé pour former du bromate dans les dispositifs produisant de l'hypochlorite sur site par un procédé électrochimique.

Contaminants provenant de l'utilisation d'ozone et de dioxyde de chlore

L'utilisation d'ozone peut entraîner la présence de concentrations élevées de bromate par oxydation du bromure présent dans l'eau. En règle générale, plus la concentration en bromure est élevée dans l'eau, plus il y a de bromate produit.

Les solutions de dioxyde de chlore peuvent contenir du chlorate suite à des réactions qui entrent en compétition avec la réaction souhaitée pour la production de dioxyde de chlore. L'ion chlorite est un produit de décomposition inévitable du dioxyde de chlore, généralement, 60 à 70 % de la dose appliquée est convertie en chlorite dans l'eau traitée.

8.5.5 Produits chimiques représentant une préoccupation émergente

Produits pharmaceutiques

Les produits pharmaceutiques peuvent être introduits dans les sources d'eau quand elles sont contaminées par des eaux usées contenant des excréments d'individus utilisant ces produits, des médicaments éliminés de manière sauvage (par exemple, médicaments jetés dans les toilettes) ou un écoulement chargé en lisier

d'exploitations agricoles. Ces produits chimiques sont devenus préoccupants pour la santé publique car ils peuvent contaminer l'eau de boisson.

Les types spécifiques de produits pharmaceutiques et leurs métabolites contaminant les sources d'eau peuvent varier d'un pays ou d'une région à l'autre en fonction de facteurs sociaux, culturels, technologiques ou liés à l'agriculture. La présence et la concentration de ces produits chimiques peuvent être très différentes entre zones urbaines et rurales du fait de différents profils d'utilisation. Les caractéristiques physiques et chimiques locales des eaux de source peuvent influencer sur leur dégradation naturelle et affecter ainsi leur concentration.

La plupart des données relatives à leur présence dans l'eau de boisson et l'eau de source proviennent d'enquêtes ciblées plutôt que d'un suivi systématique. La sensibilité et la précision accrues des technologies et des méthodologies de détection ont permis une meilleure détection de quantités en traces de produits pharmaceutiques, allant de concentrations de l'ordre du nanogramme par litre ou microgramme par litre (bien que nettement inférieures à 0,1 µg/l) dans l'eau de boisson, les eaux de surface et les eaux souterraines. Des concentrations plus élevées de ces contaminants sont présentes dans les effluents de traitement d'eaux usées ou dans les rejets d'eaux usées d'unités de production mal pilotées.

Les concentrations de produits pharmaceutiques mesurées dans l'eau de boisson sont généralement inférieures de plusieurs ordres de grandeur aux doses thérapeutiques les plus faibles. Il est donc peu vraisemblable que l'exposition à certains de ces composés présents dans l'eau de boisson ait des effets notables nuisibles à la santé humaine. C'est pourquoi des valeurs guides formelles ne sont pas proposées dans les présentes Directives.

Un suivi systématique de produits pharmaceutiques dans l'eau de boisson et un traitement supplémentaire ou particulier de l'eau de boisson pour réduire leurs concentrations ne sont pas jugés nécessaires. Cependant, lorsque des circonstances locales indiquent que des concentrations élevées de produits pharmaceutiques peuvent apparaître dans l'eau de boisson, des inspections et des enquêtes visant ces sources d'eau impactées peuvent être entreprises afin d'évaluer une exposition potentielle. Si ces enquêtes sont entreprises, leur qualité doit être assurée et elles doivent être axées sur des produits pharmaceutiques qui ont une importance locale, c'est-à-dire, ceux qui sont souvent prescrits ou fabriqués localement. Sur la base de l'évaluation du risque, des valeurs de dépistage peuvent être définies pour évaluer les risques potentiels d'exposition par l'eau de boisson et des mesures de maîtrise des risques applicables devraient être envisagées dans le cadre de plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau. Les principales difficultés dans la mise en œuvre des programmes de suivi résultent de l'absence de normes d'échantillonnage et de protocoles d'analyse, des coûts élevés et de l'accès limité à des technologies permettant de détecter les divers produits pharmaceutiques potentiellement présents.

Le choix d'un traitement de l'eau permettant de réduire les concentrations de produits pharmaceutiques dépend des propriétés physicochimiques des composés spécifiques. Généralement, les procédés de traitement conventionnels sont moins efficaces que les procédés de traitement avancés pour l'élimination de nombreux composés organiques, notamment ceux qui sont plus solubles dans l'eau.

Des mesures préventives afin de réduire l'élimination et les rejets dans l'environnement, notamment l'utilisation rationnelle des médicaments et la sensibilisation des personnes qui les prescrivent ainsi que le public, réduiront vraisemblablement l'exposition humaine.

Pour plus d'informations, on peut consulter *Pharmaceuticals in drinking-water* (voir Annexe 1).

8.6 Pesticides utilisés dans l'eau pour des raisons sanitaires

La lutte contre les insectes vecteurs de maladies (par exemple, la dengue) est vitale dans de nombreux pays et lorsque des vecteurs, en particulier des moustiques, se reproduisent dans des récipients utilisés pour le stockage et la collecte d'eau de boisson. Il n'est pas toujours possible, ni totalement efficace, de prendre des

mesures pour empêcher les vecteurs de pénétrer ou de se reproduire dans ces récipients ; l'utilisation de larvicides contre les moustiques peut ainsi être justifiée dans certains contextes.

Le WHOPEs effectue des évaluations de pesticides utilisés pour des raisons sanitaires. Actuellement, sept composés larvicides (diflubenzuron, méthoprène, novaluron, pirimiphos-méthyl, pyriproxifène, spinosade et téméphos) et un larvicide bactérien (*Bacillus thuringiensis israelensis*) ont été évalués et repris par le WHOPEs dans une liste de composés destinés à lutter contre les moustiques qui se reproduisent dans les récipients.

Bien que la détermination de valeurs guides pour les pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs ne soit pas appropriée, il est utile de fournir des informations concernant leur utilisation en toute sécurité. Les utilisateurs de formulations de pesticides destinées à la lutte antivectorielle dans l'eau de boisson devraient suivre rigoureusement les recommandations mentionnées sur l'étiquette des produits et se limiter strictement aux formulations autorisées pour un tel usage par les autorités nationales, en prenant en compte les ingrédients et formulants utilisés dans la fabrication du produit final. Dans le cadre des présentes Directives, l'évaluation des pesticides utilisés dans la lutte antivectorielle inclut une comparaison entre l'exposition potentielle et la DJA. Cependant un dépassement de la DJA n'entraînera pas nécessairement des effets nocifs sur la santé. Les maladies transmises par ces vecteurs sont des causes importantes de morbidité et de mortalité. Il est donc important de trouver un équilibre approprié entre l'ingestion de pesticides via l'eau de boisson et la lutte contre les insectes vecteurs de maladies. Il faut s'efforcer de maintenir l'exposition globale et la concentration de tout larvicide en dessous des valeurs recommandées par le WHOPEs et les plus faibles possible sans nuire à son efficacité.

Les États Membres devraient envisager l'utilisation de larvicides dans le cadre de leur stratégie globale de lutte antivectorielle. L'utilisation de larvicides ne devrait être qu'un élément de l'ensemble du plan de gestion pour le stockage domestique de l'eau et la gestion des déchets domestiques. Le plan ne doit pas reposer uniquement sur l'élimination des larves avec des insecticides mais inclure également d'autres mesures de gestion environnementale et des changements dans les comportements sociaux. Néanmoins, il serait très utile de collecter des données réelles sur l'exposition à ces substances dans des conditions de terrain afin de réaliser une évaluation plus précise des marges d'exposition.

En plus de l'utilisation des larvicides dont l'application est autorisée pour l'eau de boisson afin de lutter contre les insectes vecteurs de maladies, d'autres mesures de maîtrise des risques devraient également être envisagées. Par exemple, le maintien d'une population de poissons de variétés appropriées (par exemple, gambusies et copépodes prédateurs) dans les plans d'eau permet de lutter efficacement contre les infestations et la reproduction des moustiques à ces endroits. D'autres zones de reproduction des moustiques où l'eau s'accumule devraient être aménagées pour permettre le drainage, en particulier après les pluies.

Les pesticides utilisés pour des raisons sanitaires pour lesquels des valeurs guides n'ont pas été définies sont indiqués dans le Tableau 8.17. Le dichlorodiphényltrichloréthane (DDT) a été utilisé dans le passé pour des raisons sanitaires. Il est en voie de réintroduction dans certaines régions (mais pas pour l'eau de boisson) afin de lutter contre les moustiques vecteurs du paludisme. Sa valeur guide est indiquée dans le Tableau 8.18. Un résumé des formulations des produits et des dosages appliqués ainsi que des expositions correspondantes est présenté dans le Tableau 8.19.

Le Chapitre 12 comprend des fiches techniques pour tous les larvicides mentionnés dans les présentes Directives.

Tableau 8.17 Pesticides utilisés pour des raisons sanitaires pour lesquels des valeurs guides n'ont pas été définies

Pesticide	Motif de l'absence de valeur guide définie
<i>Bacillus thuringiensis israelensis</i> (Bti)	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson

Diflubenzuron	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Méthoprène	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Novaluron	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Perméthrine	Addition directe non recommandée dans l'eau de boisson dans le cadre de la politique de l'OMS visant à exclure l'utilisation de tous les pyréthroïdes comme larvicide pour l'élimination des moustiques vecteurs de maladies humaines
Pirimiphos-méthyl	Utilisation non recommandée dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Pyriproxifène	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Spinosade	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Téméphos	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson

Tableau 8.18 Valeurs guides pour les pesticides utilisés antérieurement pour des raisons sanitaires et dont la présence dans l'eau de boisson est importante sur le plan sanitaire

Pesticides utilisés antérieurement pour des raisons sanitaires	Valeur guide	
	µg/l	mg/l
DDT et ses métabolites	1	0,001

Tableau 8.19 Composés et formulations recommandés par l'OMS pour lutter contre les larves de moustiques présentes dans des récipients^a

Insecticide	Formulation	Dosage (mg/l) ^b	DJA (mg/kg pc)	Exposition (mg/kg pc) ^c	Utilisation dans l'eau de boisson
<i>Bacillus thuringiensis israelensis</i> (Bti) ^d	GE	1–5	—	Adulte : 0,17 Enfant : 0,5 Nourrisson : 0,75	Utilisable aux doses recommandées
Diflubenzuron	CD, GR, PM	0,02–0,25	0–0,02	Adulte : 0,008 Enfant : 0,025 ^e Nourrisson : 0,0375 ^e	Utilisable aux doses recommandées
Méthoprène	CE	1	0–0,09	Adulte : 0,033 Enfant : 0,1 ^e Nourrisson : 0,15 ^e	Utilisable aux doses recommandées
Novaluron	CE	0,01–0,05	0–0,01	Adulte : 0,0017 Enfant : 0,005 Nourrisson : 0,0075	Utilisable aux doses recommandées
Pirimiphos-méthyl	CE	1	0–0,03	Adulte : 0,033 Enfant : 0,1 ^e Nourrisson : 0,15 ^e	Non recommandé pour une application directe dans l'eau de boisson
Pyriproxifène	GR	0,01	0–0,1	Adulte : 0,00033 Enfant : 0,001	Utilisable aux doses recommandées

Insecticide	Formulation	Dosage (mg/l) ^b	DJA (mg/kg pc)	Exposition (mg/kg pc) ^c	Utilisation dans l'eau de boisson
Spinosade	CD, GR, CS	0,1–0,5 ^f	0–0,02	Nourrisson : 0,0015	Utilisable aux doses recommandées
				Adulte : 0,0017 Enfant : 0,0052	
Téméphos	CE, GR	1	0,023 ^g	Nourrisson : 0,0078	Utilisable aux doses recommandées
				Adulte : 0,033 Enfant : 0,1 ^e	
				Nourrisson : 0,15 ^e	

CD, comprimé pour application directe ; CE, concentré émulsifiable ; CS, concentration en suspension ; GE, granulé dispersible dans l'eau ; GR, granulé ; pc, poids corporel ; PM, poudre mouillable

^a Les recommandations de l'OMS sur l'utilisation de pesticides pour des raisons sanitaires sont valides uniquement conjointement aux spécifications de l'OMS relatives au contrôle de leur qualité. Les spécifications de l'OMS concernant les pesticides utilisés pour des raisons sanitaires peuvent être consultées sur le site <http://who.int/whopes/quality/en>. Les instructions indiquées sur l'étiquette du produit doivent toujours être respectées lorsque des pesticides sont utilisés.

^b Principe actif pour la lutte contre les moustiques se reproduisant dans des récipients.

^c Exposition au dosage maximal dans l'eau de boisson pour (a) un adulte de 60 kg buvant 2 litres d'eau par jour, (b) un enfant de 10 kg buvant 1 litre d'eau par jour et (c) un nourrisson de 5 kg nourri au biberon buvant 0,75 litre d'eau par jour.

^d Le Bti lui-même n'est pas considéré comme représentant un danger pour l'homme via l'eau de boisson.

^e Il faut envisager l'utilisation d'autres sources d'eau pour les petits enfants et les nouveau-nés nourris au biberon pendant un certain temps après l'application, si cela est réalisable en pratique. Cependant le dépassement de la DJA n'entraînera pas nécessairement des effets toxiques.

^f La concentration maximale pouvant réellement être atteinte avec une formulation de spinosade à libération lente est approximativement de 52 µg/l.

^g Il s'agit d'une DJT plutôt que d'une DJA, car le JMPR a considéré que la base de données n'était pas suffisamment étayée pour servir de base à la détermination d'une DJA pour le téméphos. Dans le cadre des présentes Directives, une DJT a été calculée à partir de la NOAEL orale la plus faible de l'étude critique identifiée par le JMPR.

Source: d'après OMS/TDR (2009)

8.7 Identification de mesures locales en réponse à des problèmes de qualité chimique de l'eau et à des situations d'urgence

Il est difficile de donner des recommandations détaillées pour les situations d'urgence caractérisées par une contamination massive de l'approvisionnement en eau de boisson par des produits chimiques, suite à un accident ou à une action délibérée. La plupart des valeurs guides recommandées dans les présentes Directives (voir la section 8.5 et l'Annexe 3) se rapportent à un niveau d'exposition qui est considéré comme tolérable pendant une vie entière. Des effets toxiques aigus sont envisagés pour un nombre limité de produits chimiques. La durée d'une exposition à un produit chimique excédant nettement la valeur guide qui aurait des effets toxiques dépend de facteurs qui varient d'un contaminant à l'autre. Dans une situation d'urgence, les autorités de santé publique devraient être consultées sur les mesures appropriées.

Le dépassement d'une valeur guide peut ne pas entraîner un risque important ou accru pour la santé. Dès lors, des écarts dépassant les valeurs guides à court ou à long terme ne signifient pas nécessairement que l'eau ne convient pas comme eau de boisson. Le degré de dépassement d'une valeur guide sans risque sanitaire et sa durée dépendent de la substance spécifique impliquée et les décisions relatives à l'acceptabilité doivent être prises par des responsables sanitaires qualifiés. Cependant, un dépassement devrait inciter :

- au minimum, à rechercher la cause afin de prendre les mesures correctives nécessaires ;

- à consulter l'autorité responsable de la santé publique sur les actions appropriées, en tenant compte de l'ingestion de la substance à partir de sources autres que l'eau de boisson, de la toxicité de la substance, de la probabilité et de la nature des effets nocifs ainsi que de l'applicabilité de mesures correctives.

Si une valeur guide est susceptible d'être dépassée d'une manière quantitativement significative ou pendant une durée excédant quelques jours, il peut être nécessaire d'agir rapidement et de veiller à ce que des mesures destinées à protéger la santé soient prises et à ce que les consommateurs soient informés de la situation pour qu'ils puissent agir de manière appropriée.

Le premier objectif en matière de contaminants chimiques quand une valeur guide est dépassée ou dans une situation d'urgence est d'éviter une exposition de la population à des concentrations toxiques de polluants. Cependant, lors de l'application des Directives dans de telles circonstances, la priorité est de maintenir un approvisionnement en eau suffisant à moins que d'autres approvisionnements en eau de boisson ne soient disponibles. Dans le cas d'un incident entraînant le déversement de contaminants chimiques dans une eau de source et leur pénétration directe dans un approvisionnement en eau de boisson ou via le traitement ou au cours de la distribution, le principal objectif est de minimiser le risque d'effets nocifs sans nécessairement interrompre l'approvisionnement en eau.

La présente section des Directives peut servir d'aide à l'évaluation des risques liés à une situation particulière et - notamment s'il existe une valeur guide ou si une évaluation du risque crédible peut être obtenue à partir d'une autre source - peut étayer la prise de décision concernant des actions à court et moyen terme. Les approches proposées peuvent servir de base de discussion entre différentes autorités et permettent de déterminer dans quelle mesure il est urgent de prendre d'autres mesures.

Normalement, une analyse spécifique de la situation sera nécessaire et elle requiert une expertise appropriée. Il est important de tenir compte des circonstances locales, notamment de la disponibilité d'autres approvisionnements en eau et de l'exposition au contaminant à partir d'autres sources, telles que la nourriture. Il importe également de savoir quel traitement est appliqué à l'eau ou est disponible et s'il réduira la concentration de la substance impliquée.

Lorsque la nature de la contamination est inconnue, l'opinion d'un expert doit être sollicitée aussi rapidement que possible pour identifier les contaminants, pour déterminer les mesures à prendre afin d'empêcher les contaminants de pénétrer dans l'approvisionnement et pour minimiser l'exposition de la population et les effets nocifs potentiels.

Le plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau devrait comprendre une planification de la réponse à la fois à des événements prévisibles et à des « urgences » non définies. Une telle planification favorise une réponse rapide et appropriée aux événements quand ils surviennent (voir la section 4.4).

La section 4.4 traite de la planification de mesures d'urgence et de réponses aux incidents lors desquels une valeur guide est dépassée (qu'il s'agisse de contaminants microbiens ou chimiques). Un éventail plus large de mesures relatives aux situations d'urgence est présenté dans la section 6.7 et, pour une contamination microbienne, dans la section 7.6.

8.7.1 Évènements déclencheurs d'une action

Des événements déclencheurs peuvent être :

- la détection d'un déversement de produits par le fournisseur d'eau de boisson ou le signalement d'un tel incident au fournisseur ;
- une alerte déclenchée par l'observation d'objets, tels que des fûts de produits chimiques, à proximité d'une partie vulnérable de l'approvisionnement en eau de boisson ;
- la détection d'une substance dans l'eau ;

- un changement soudain dans le traitement de l'eau ;
- des plaintes de consommateurs (par exemple, une odeur, un goût ou un changement de couleur inhabituel).

8.7.2 Étude de la situation

Chaque incident est unique et il importe donc de déterminer les faits associés, notamment la nature du contaminant, sa concentration vraisemblable, le degré de dépassement de la valeur guide, le cas échéant, et la durée potentielle de l'incident. Ces informations sont importantes pour déterminer les mesures à prendre.

8.7.3 Communication avec les personnes concernées

Dans une situation d'urgence, il importe d'assurer une bonne communication entre les différentes autorités, en particulier le fournisseur d'eau et les autorités sanitaires. Ce sont généralement celles-ci qui prennent la décision finale mais la connaissance de l'approvisionnement en eau et de la nature de l'approvisionnement est essentielle pour la pertinence de la plupart des décisions. En outre, pour assurer une gestion efficace des problèmes liés à l'eau de boisson et des situations d'urgence, il est essentiel de fournir aux consommateurs des informations claires en temps voulu.

La coordination avec les autorités clés fait l'objet de la section 4.4. Il est particulièrement important d'informer l'autorité de santé publique de tout dépassement réel ou vraisemblable d'une valeur guide ou d'autres circonstances susceptibles d'affecter la santé humaine et de veiller à ce que l'autorité de santé publique soit impliquée dans la prise de décision. Lorsque tous les consommateurs doivent être avertis des mesures prises ou lorsqu'il convient de mettre en place un approvisionnement temporaire en eau de boisson, les autorités civiles devraient également être impliquées. La planification de ces mesures constitue une part importante de l'élaboration de plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau. L'implication des autorités de santé publique à un stade précoce permet à celles-ci d'obtenir des informations émanant de sources spécialisées ou de s'assurer de la disponibilité du personnel approprié.

8.7.4 Information du public

Les consommateurs peuvent être informés d'un problème susceptible d'affecter la sécurité sanitaire de leur eau de boisson par les médias, par leurs propres observations ou par des réseaux informels. Un manque de confiance dans la qualité de l'eau de boisson ou envers les autorités peut pousser les consommateurs à rechercher d'autres sources d'eau potentiellement moins sûres. Non seulement les consommateurs ont le droit d'être informés sur la sécurité sanitaire de leur eau de boisson mais ils ont un rôle important à jouer en aidant les autorités, quand un incident se produit, en s'impliquant et en mettant en œuvre les mesures nécessaires au niveau domestique. La confiance et la bonne volonté des consommateurs sont extrêmement importantes à court et à long terme.

Les autorités sanitaires doivent être impliquées chaque fois qu'il est nécessaire de décider d'informer ou non le public des préoccupations d'ordre sanitaire ou d'adopter des mesures de protection sanitaire (par exemple, faire bouillir l'eau). De telles recommandations doivent être claires et émises en temps voulu.

8.7.5 Évaluation de l'importance pour la santé publique et les individus

L'évaluation de l'importance d'un dépassement d'une valeur guide devrait tenir compte des points suivants :

- les informations à partir desquelles la valeur guide est déterminée ;

- l'exposition locale à la substance concernée via d'autres voies (par exemple, la nourriture) ;
- les sous-populations sensibles éventuelles ;
- les mesures de protection pertinentes au niveau local pour empêcher le produit chimique de pénétrer dans l'eau de source ou l'approvisionnement en cas de déversement du produit.

Informations à partir desquelles la valeur guide est déterminée

La détermination des valeurs guides des contaminants chimiques est décrite dans la section 8.2.

La plupart des valeurs guides sont déterminées en calculant la DJT ou à partir d'une DJT ou d'une DJA déjà existante. Une part de la DJT ou de la DJA est attribuée à l'exposition provenant d'autres sources, en particulier la nourriture. Cette attribution est souvent de 20 % mais elle peut n'être que de 1 % ou atteindre 80 %. Dans de nombreuses circonstances, un examen des sources locales d'exposition vraisemblables peut indiquer que les sources autres que l'eau de boisson sont moins importantes que prévu et qu'une part plus grande de l'exposition totale peut, sans risque d'erreur, être attribuée à l'eau de boisson. Les fiches techniques présentées dans le Chapitre 12 ainsi que les documents de référence sur tous les produits chimiques dont il est question dans les présentes Directives (http://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/guidelines/chemicals/en/) fournissent des informations plus détaillées sur les sources vraisemblables de produits chimiques concernés, notamment les parts qui leur sont attribuées. Lorsqu'une prise de décision rapide est nécessaire pour de tels produits chimiques, on peut attribuer 100 % de la DJT à l'eau de boisson pendant une courte période (par exemple, quelques jours) tout en entreprenant une étude plus fouillée. Dans le cas où une exposition importante provenant d'autres sources d'exposition est susceptible de durer plusieurs jours, on peut leur attribuer une part plus importante de la valeur guide mais sans dépasser 100 %.

Dans certains cas, la valeur guide est déterminée à partir d'études épidémiologiques ou cliniques sur l'homme. Généralement, elle se rapporte à une exposition à long terme (par exemple, benzène, baryum) ; une exposition à court terme à des concentrations plus élevées que la valeur guide ne sera vraisemblablement pas préoccupante, mais il est important de solliciter l'avis d'un expert. Quelquefois cependant, les effets sanitaires associés aux valeurs guides déterminées à partir d'études épidémiologiques sont aigus. Par exemple :

- La valeur guide pour les nitrates est 50 mg/l (sous forme d'ion nitrate) permettant d'assurer la protection de la santé de la sous-population la plus sensible, c'est-à-dire les nouveau-nés nourris au biberon. Cette valeur guide est fondée sur l'absence d'effets toxiques (méthémoglobinémie et effets sur la thyroïde) à des concentrations inférieures à 50 mg/l dans des études épidémiologiques. Bien que la valeur guide soit basée sur des effets à court terme, elle assure une protection contre les effets à long terme dans d'autres groupes de population, tels que les enfants plus âgés et les adultes. La méthémoglobinémie peut se compliquer par la présence d'une contamination microbienne suivie d'une infection gastro-intestinale qui peut accroître significativement le risque pour les nouveau-nés nourris au biberon. Les autorités doivent donc être particulièrement vigilantes et veiller à ce que l'eau utilisée pour ces nourrissons soit microbiologiquement saine quand des nitrates sont présents à des concentrations proches ou supérieures à la valeur guide. Il est également particulièrement important de veiller à ce que ces nourrissons ne présentent pas déjà des symptômes d'infection gastro-intestinale (diarrhée). En outre, comme une ébullition excessive de l'eau dans le but d'assurer la sécurité microbiologique peut concentrer les nitrates dans l'eau, il faut cesser de chauffer l'eau dès qu'elle atteint le point d'ébullition. Dans des situations extrêmes, des sources d'eau de substitution (par exemple, de l'eau en bouteille) peuvent être utilisées.
- La valeur guide pour le cuivre est également fondée sur une exposition à court terme mais elle a pour but de protéger contre l'irritation gastrique directe qui est un phénomène dépendant de la concentration. La valeur guide peut être dépassée mais le risque d'irritation gastro-intestinale augmentera à mesure que la concentration s'élève au-dessus de la valeur guide. L'incidence d'une telle irritation peut être évaluée dans les populations exposées.

Pour certaines substances, la valeur guide est déterminée à partir d'une estimation du risque de cancer fondée sur des études réalisées avec des animaux de laboratoire. Dans de tels cas, une exposition à court terme (quelques mois à une année) à des concentrations pouvant être jusqu'à 10 fois plus élevées que la valeur guide n'entraînerait qu'une faible augmentation du risque estimé de cancer. Comme l'estimation du risque varie dans un large intervalle, une augmentation du risque n'est pas apparente, ou est seulement très faible. Dès lors, accepter une augmentation correspondant à 10 fois la valeur guide pendant une courte période n'aurait pas d'impact discernable sur le risque correspondant à une exposition pendant une vie entière. Cependant, il faut être prudent et vérifier si d'autres critères toxicologiques plus sensibles à une exposition à court terme (la neurotoxicité, par exemple) ne varient pas de manière significative.

Des valeurs reposant sur des arguments sanitaires pour des expositions à court terme sont actuellement élaborées dans le cas d'un petit nombre de substances utilisées en quantités importantes et fréquemment impliquées dans des situations d'urgence, notamment quand elles sont déversées dans des eaux de surface utilisées pour l'approvisionnement en eau. La méthodologie utilisée dans la détermination de valeurs reposant sur des arguments sanitaires est décrite ci-dessous.

Valeurs reposant sur des arguments sanitaires dans des situations d'urgence

Des valeurs reposant sur des arguments sanitaires pour des expositions aiguës à court terme (appelées valeurs aiguës et à court terme reposant sur des arguments sanitaires) peuvent être déterminées pour tous les produits chimiques qui sont utilisés en quantités importantes et qui sont impliqués dans une situation d'urgence, notamment un déversement dans des sources d'eau de surface.

Le JMPR a proposé des recommandations pour fixer des doses de référence aiguës (DRfA) pour les pesticides (Solecki et al., 2005). Ces DRfA peuvent être utilisées comme base pour déterminer des valeurs aiguës reposant sur des arguments sanitaires dans le cas de pesticides dans l'eau de boisson et la recommandation générale peut également être appliquée à la détermination des DRfA d'autres produits chimiques. Les DRfA du JMPR sont habituellement définies de manière à couvrir la totalité de la population et doivent être appropriées pour protéger l'embryon ou le fœtus contre de possibles effets in utero. Une ARfD basée sur des effets sur le développement (embryon/fœtus) qui s'applique uniquement aux femmes en âge de procréer peut être prudente et non pertinente pour les autres sous-groupes de la population.³

La DRfA peut être définie comme la quantité d'un produit chimique, normalement rapportée au poids corporel, qui peut être ingérée en une période de 24 heures ou moins sans risque appréciable pour la santé du consommateur. La plupart des concepts scientifiques applicables à la définition de la DJA et de la DJT pour une exposition chronique s'appliquent également à la définition de la DRfA. Les critères toxicologiques les plus pertinents pour une exposition unique ou pendant un jour devraient être choisis. Pour les DRfA de pesticides, figurent parmi les critères possiblement pertinents l'hématotoxicité (y compris la formation de méthémoglobine), l'immunotoxicité, la neurotoxicité aiguë, la toxicité hépatique et rénale (observées dans des études à dose unique ou précocement dans des études à dose répétée), des effets endocriniens et des effets sur le développement. Il faut choisir l'étude la plus pertinente ou la plus appropriée dans laquelle ces critères ont été déterminés (chez l'espèce la plus sensible ou le sous-groupe le plus vulnérable) puis définir les NOAEL. Le critère le plus pertinent donnant la NOAEL la plus faible est ensuite utilisé pour la détermination de la DRfA. Des facteurs d'incertitude sont utilisés pour extrapoler à un homme moyen les données obtenues dans des essais avec des animaux et tenir compte de la variation de sensibilité au sein de la population humaine. Une DRfA déterminée de cette manière peut ensuite être utilisée pour définir une valeur aiguë reposant sur des arguments sanitaires en attribuant 100 % de la DRfA à l'eau de boisson, comme suit :

³ On trouvera des DRfA définies pour les pesticides par le JMPR sur le site <http://apps.who.int/pesticide-residues-jmpr-database>.

$$\text{Valeur aiguë reposant sur des arguments sanitaires} = \frac{\text{ARfD} \times \text{pc} \times \text{P}}{\text{C}}$$

où :

pc = poids corporel (60 kg pour des adultes, 10 kg pour des enfants, 5 kg pour des nourrissons)

P = fraction de la DRfA attribuée à l'eau de boisson (100 %)

C = consommation journalière d'eau de boisson (2 l pour des adultes, 1 l pour des enfants, 0,75 l pour des nourrissons)

Cependant, l'ensemble des données disponibles ne permet pas d'évaluer avec précision la toxicité aiguë pour un certain nombre de composés d'intérêt. À défaut de données appropriées d'études à dose unique ou à court terme, un critère tiré d'une étude de toxicité à dose répétée peut être utilisé. Cette option constituerait vraisemblablement une approche plus prudente et cela devrait être clairement mentionné dans la détermination de la valeur reposant sur des arguments sanitaires.

Lorsqu'une substance a été déversée dans une source d'eau de boisson, la contamination peut durer pendant plus de 24 heures mais ne persiste habituellement pas plus de quelques jours. Dans ces circonstances, l'utilisation de données d'études de toxicité à dose répétée convient pour déterminer une valeur à court terme reposant sur des arguments sanitaires (en utilisant l'approche présentée dans la section 8.2.2). Comme la période d'exposition utilisée dans ces études est habituellement beaucoup plus longue que quelques jours, cette approche, elle aussi, sera vraisemblablement prudente.

Quand une réponse rapide est nécessaire et que des données appropriées ne sont pas disponibles pour définir une DRfA mais qu'une valeur guide ou une valeur reposant sur des arguments sanitaires est disponible pour le produit chimique concerné, une approche pragmatique pourrait être d'attribuer une proportion plus élevée de la DJA ou de la DJT à l'eau de boisson. Comme la DJA et la DJT sont conçues pour assurer une protection dans le cas d'une exposition pendant une vie entière, de faibles dépassements de la DJA ou de la DJT pendant de courtes périodes ne sont pas préoccupantes pour la santé. Dans ces circonstances, il est raisonnable d'attribuer une part de 100 % de la DJA ou de la DJT à l'eau de boisson pendant une courte période.

Sources d'informations sur la contribution d'autres voies d'exposition à une substance particulière dans le contexte local

Les sources d'informations les plus utiles en matière d'exposition locale à certaines substances via la nourriture et, dans une moindre mesure, l'air et d'autres voies dans l'environnement sont habituellement les départements gouvernementaux chargés de l'alimentation et de la pollution environnementale. Les universités également peuvent être des sources d'informations. En l'absence de données spécifiques, les documents de référence des Directives traitent des sources d'exposition et proposent une évaluation générale qui peut être utilisée au niveau local pour estimer la probabilité de l'utilisation d'un produit chimique et de sa pénétration dans la chaîne alimentaire. D'autres informations sont disponibles dans le document d'appui *Chemical safety of drinking-water* (Annexe 1).

Sous-populations sensibles

Dans certains cas, il peut y avoir une sous-population spécifique plus exposée que le reste de la population au risque associé à une substance donnée. Il s'agit habituellement d'une exposition importante par rapport au poids corporel (par exemple, les nouveau-nés nourris au biberon) ou d'une sensibilité particulière (par exemple hémoglobine fœtale et nitrates/nitrites). Certaines sous-populations génétiques peuvent présenter une plus grande sensibilité à des conditions toxiques particulières (par exemple, les groupes présentant une déficience en glucose-6-phosphate déshydrogénase ou des globules rouges plus sensibles au stress oxydatif). Si, lors d'un incident, l'exposition potentielle liée à l'eau de boisson est supérieure à la DJA ou à la DJT ou s'il est vraisemblable que l'exposition se prolonge au-delà de quelques jours, il faut examiner la situation en concertation avec les autorités sanitaires. Dans de telles circonstances, il est possible de prendre des mesures visant essentiellement à éviter l'exposition des sous-populations concernées, par exemple, en fournissant de l'eau en bouteille pour les nouveau-nés nourris au biberon.

Mesures d'atténuation spécifiques affectant l'évaluation du risque

Ces mesures se rapportent aux actions entreprises au niveau local ou domestique susceptibles d'avoir un impact sur la présence d'un contaminant particulier. Par exemple, la présence d'une substance volatile ou thermolabile sera affectée si on élève la température de l'eau pour cuisiner ou préparer des boissons. Quand de telles mesures sont prises systématiquement par la population exposée, l'évaluation du risque peut être modifiée en conséquence. De telles étapes peuvent également être mises en œuvre à l'échelle domestique pour réduire l'exposition et permettre de continuer à utiliser l'approvisionnement sans interruption.

8.7.6 Détermination de l'action appropriée

La détermination de l'action appropriée consiste à trouver un équilibre entre différents risques. L'interruption de l'approvisionnement en eau des consommateurs est une mesure grave qui peut entraîner des risques liés à la contamination par des agents pathogènes de l'eau de boisson stockée à domicile et limiter son utilisation à des fins d'hygiène et de protection de la santé. Quand un avis « ne pas boire » est émis, l'approvisionnement peut néanmoins être utilisé à des fins d'hygiène (douche, bain) mais cette décision impose aux consommateurs et aux autorités de trouver une autre source d'eau sans risque sanitaire pour boire et cuisiner. Dans certains cas, cette option sera coûteuse et peut détourner des ressources qui auraient pu être allouées à d'autres fins plus importantes. Les mesures appropriées seront toujours décidées au cas par cas en concertation avec d'autres autorités, notamment les autorités responsables de la protection de la santé publique et les autorités civiles qui peuvent être amenées à participer à l'information des consommateurs, à assurer d'autres approvisionnements ou à superviser la collecte de l'eau à partir de véhicules d'approvisionnement en eau ou de camions-citernes. La réaction à un risque sanitaire potentiel associé à un contaminant chimique ne devrait pas entraîner une augmentation du risque sanitaire global lié à l'interruption de l'approvisionnement, une recrudescence de contaminants microbiens ou chimiques.

8.7.7 Acceptabilité par les consommateurs

Il se peut que, dans une situation d'urgence, la population refuse de consommer une eau qui contient une substance à des concentrations plus élevées que normalement souhaitable même si le risque sanitaire est faible. Un certain nombre de substances susceptibles de contaminer les approvisionnements en eau de boisson, suite à des déversements de produits, peuvent entraîner des problèmes graves de goût ou d'odeur. Dans ces circonstances, l'eau de boisson peut prendre des caractéristiques si désagréables qu'elle devient imbuvable ou amène les consommateurs à se tourner vers d'autres sources d'eau de boisson pouvant présenter un plus grand risque sanitaire. En outre, une eau manifestement contaminée peut entraîner des

malaises chez certains consommateurs parce qu'ils perçoivent l'eau comme étant de mauvaise qualité. L'acceptabilité par les consommateurs peut être le facteur le plus important pour déterminer si l'eau devrait ou non être utilisée pour boire ou pour cuisiner.

8.7.8 Prendre des mesures correctives, éviter la récurrence et mettre à jour le plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau

L'enregistrement de l'incident, des décisions prises et de leur justification sont des éléments essentiels du traitement d'un incident. Le plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, comme expliqué dans le Chapitre 4, devrait être actualisé en tenant compte de l'expérience acquise. Cela permet de s'assurer que les dysfonctionnements identifiés pendant un incident ont été corrigés. Cela peut également indiquer si la cause de l'incident a été traitée pour éviter sa récurrence. Par exemple, si un incident s'est produit à cause d'un rejet industriel, les responsables de cette pollution peuvent être conseillés sur la façon d'éviter que cela se reproduise et l'information peut être communiquée aux autres établissements industriels similaires.

8.7.9 Mélanges

Plusieurs contaminants potentiellement toxiques peuvent coexister dans des rejets (voir la section 8.2.8). Dans ces circonstances, il importe de déterminer si les substances présentes interagissent. Quand elles ont un mode d'action similaire, il convient de les considérer comme additives. C'est en particulier le cas de certains pesticides, tels que l'atrazine et la simazine. Dans ce cas, des mesures appropriées doivent être prises en tenant compte des circonstances locales. Généralement, l'avis d'un expert devrait être sollicité.

8.7.10 Recommandations d'éviter de consommer l'eau

Les recommandations d'éviter de consommer l'eau ont de nombreux points en commun avec les recommandations de faire bouillir l'eau (voir la section 7.6.1), mais sont moins fréquentes. Tout comme les recommandations de faire bouillir, ces recommandations ne sont pas anodines et elles devraient être émises afin de réduire sensiblement un risque pour la santé publique uniquement quand ce risque est avéré. Dans les cas où l'utilisation d'autres sources d'eau est recommandée, une attention particulière doit être accordée aux dangers potentiels associés à ces autres sources. Les recommandations d'éviter de consommer l'eau sont appliquées quand le contaminant concerné n'est pas sensible à l'ébullition ou lorsqu'il existe un risque significatif de contamination par voie cutanée ou par inhalation. Les recommandations d'éviter de consommer l'eau peuvent également être émises quand un agent ou une substance chimique inconnu est détecté dans le réseau de distribution. Il importe que les recommandations d'éviter de consommer l'eau mentionnent que faire bouillir l'eau n'est pas efficace ou est insuffisant pour réduire le risque.

Comme dans le cas des recommandations de faire bouillir l'eau, les fournisseurs d'eau, en concertation avec les autorités sanitaires, devraient élaborer des protocoles pour les recommandations d'éviter de consommer l'eau. Ces protocoles devaient être élaborés avant tout incident et intégrés dans le plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau. Les décisions d'émettre des recommandations sont souvent prises dans des délais très courts et élaborer des réponses quand un événement est en cours peut compliquer la prise de décision, compromettre la communication et miner la confiance de l'opinion publique.

Outre les informations présentées dans la section 4.4.3, les protocoles devraient fournir des informations destinées à la population générale et aux groupes spécifiques sur les points suivants :

- les critères de communication et d'annulation des recommandations ;
- les activités affectées par la recommandation.

- les autres sources d'eau sans risque sanitaire pouvant être bue et utilisée pour d'autres usages domestiques.

Les protocoles doivent identifier des mécanismes pour la communication des recommandations d'éviter de consommer l'eau. Les mécanismes peuvent varier selon la nature de l'approvisionnement et la taille de la communauté affectée et peuvent inclure :

- des communiqués de presse à la télévision, à la radio et dans les journaux ;
- des contacts par téléphone, courriel et télécopie d'établissements spécifiques, associations communautaires et autorités locales ;
- l'affichage d'avis dans des endroits bien visibles ;
- l'avertissement personnel direct ;
- l'avertissement par courrier.

Les méthodes choisies doivent assurer raisonnablement que toutes les personnes concernées par la recommandation, notamment les résidents, les travailleurs et les voyageurs seront informées dès que possible.

La communication d'une recommandation d'éviter de consommer l'eau peut être nécessaire (par exemple, après une contamination chimique ou radiologique) suite à un événement d'origine accidentelle ou naturelle ou suite à un acte de malveillance qui entraîne :

- un dépassement significatif d'une valeur guide, qui constitue une menace pour la santé suite à une exposition à court terme ;
- des concentrations d'un produit chimique sans valeur guide, qui constituent une menace pour la santé suite à une exposition à court terme ;
- une odeur ou un goût perceptible dont l'origine n'est pas identifiée ou qui génère une grande anxiété parmi la population.

Lorsqu'elles sont communiquées, les recommandations d'éviter de consommer l'eau devraient comporter les mêmes informations que celles qui sont contenues dans les recommandations de faire bouillir l'eau (voir la section 7.6.1) bien que les recommandations relatives aux utilisations et aux utilisateurs affectés varieront suivant la nature du problème. Par exemple, pour des concentrations élevées de contaminants présentant un risque uniquement si l'eau sert à la boisson ou pour cuisiner, il convient de recommander à la population d'éviter d'utiliser l'eau comme boisson, pour la préparation des aliments, de boissons fraîches, de glace et pour des usages hygiéniques tels que le brossage des dents. Quand la recommandation concerne des concentrations élevées de produits chimiques pouvant causer une irritation de la peau ou des yeux ou des troubles gastro-intestinaux, on peut recommander à la population de ne pas utiliser l'eau pour boire, cuisiner, se brosser les dents ou prendre des bains/douches. Une recommandation spécifique d'éviter de consommer l'eau peut également être émise quand la contamination peut affecter des sous-groupes dans la population, par exemple, les femmes enceintes ou les nouveau-nés nourris au biberon.

Comme pour les recommandations de faire bouillir l'eau, une recommandation spécifique doit être émise à l'intention des dentistes, des médecins, des hôpitaux et autres établissements de santé, des crèches, des écoles, des fournisseurs et fabricants d'aliments, des hôtels, des restaurants et des opérateurs de piscines publiques.

Les recommandations d'éviter de consommer l'eau n'impliquent pas une interruption de l'approvisionnement ; l'eau conviendra généralement pour les chasses d'eau des toilettes et d'autres utilisations, telles que la lessive. Cependant, des approvisionnements de substitution en eau de boisson, tels que de l'eau en bouteille, de l'eau transportée au moyen de charrettes ou de camions-citernes, seront nécessaires pour la boisson et autres usages domestiques.

Les critères d'annulation des recommandations d'éviter de consommer l'eau seront généralement fondés sur la preuve établissant que la source des concentrations élevées de contaminants dangereux a été éliminée, que les systèmes de distribution ont été purgés de manière appropriée et que l'eau peut être utilisée sans risque pour la boisson et d'autres usages. Dans les bâtiments, la purge concernera également les systèmes de stockage et la plomberie interne.

9. Aspects radiologiques

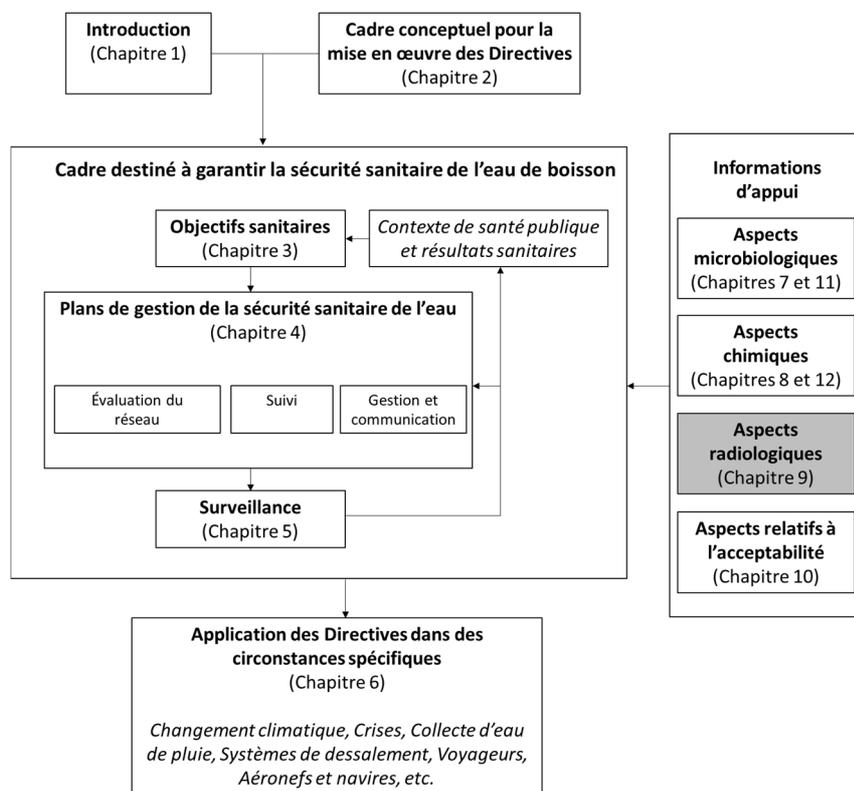
L'eau de boisson peut contenir des substances radioactives (« radionucléides »)

susceptibles de présenter un risque pour la santé humaine. Ces risques sont habituellement faibles comparés aux risques liés aux micro-organismes et aux produits chimiques qui peuvent être présents dans l'eau de boisson. Excepté dans des circonstances extrêmes, la dose de radiation résultant de l'ingestion de radionucléides dans l'eau de boisson est beaucoup plus faible que la dose provenant d'autres sources de radiation. Le présent chapitre a pour objet de proposer des critères

permettant d'évaluer la sécurité sanitaire de l'eau de boisson par rapport aux radionucléides qu'elle contient et de recommander des mesures destinées à réduire les concentrations de radionucléides en vue de réduire les risques sanitaires et, partant, les doses de radiation dans des situations où ces mesures sont jugées nécessaires.

En termes d'évaluation du risque sanitaire, les Directives ne font pas la distinction entre les radionucléides d'origine naturelle et ceux qui découlent d'activités humaines. Cependant, en termes de gestion du risque, elles font une distinction car, en principe, il est souvent possible de prendre des mesures contre les radionucléides issus d'activités humaines à leur point d'entrée dans l'approvisionnement en eau. Les radionucléides d'origine naturelle, en revanche, peuvent pénétrer dans l'approvisionnement en eau en n'importe quel point ou en plusieurs points avant le lieu de consommation. C'est pourquoi la maîtrise du risque est souvent plus difficile dans le cas des radionucléides d'origine naturelle présents dans l'eau de boisson.

Les radionucléides d'origine naturelle présents dans l'eau de boisson sont habituellement responsables de doses de radiation plus élevées que celles dues aux radionucléides d'origine artificielle et ils sont donc plus préoccupants. La meilleure façon de réduire les risques radiologiques consiste à adopter une approche de gestion préventive des risques se référant au cadre destiné à garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson (voir le Chapitre 2) et selon l'élaboration d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau (voir le Chapitre 4). Lorsque des mesures sont envisagées pour évaluer et gérer les risques radiologiques, il faut veiller à ce qu'elles n'accaparent pas des ressources rares qui pourraient être utilisées pour la prise en charge de risques plus importants pour la santé publique.



Les niveaux de dépistage et les niveaux recommandés pour la radioactivité indiqués dans les présentes Directives sont basés sur les recommandations les plus récentes de la Commission internationale de protection radiologique (CIPR, 2008).

Certains approvisionnements en eau de boisson, en particulier ceux qui proviennent d'eaux souterraines, peuvent contenir du radon, qui est un gaz radioactif. Bien que le radon puisse pénétrer dans l'air à l'intérieur des bâtiments quand il est libéré à partir de l'eau du robinet ou en prenant des douches, la source de radon la plus importante dans l'air intérieur provient de l'accumulation naturelle à partir de l'environnement. La conclusion d'une évaluation de données de recherche internationales (UNSCEAR, 2000) est que, en moyenne, 90 % de la dose attribuable au radon dans l'eau de boisson provient de l'inhalation plutôt que de l'ingestion. En conséquence, il n'est généralement pas nécessaire de fixer des niveaux de dépistage ni des niveaux recommandés pour limiter la dose de radon ingéré via l'eau de boisson. Les mesures de dépistage pour les activités alpha et bêta brutes incluront la contribution des produits de filiation du radon, qui représentent la source principale de la dose due à l'ingestion de cet élément présent dans les approvisionnements en eau de boisson. Ce point est traité plus en détail dans la section 9.7.

9.1 Sources⁴ et effets sanitaires de l'exposition aux radiations

La radioactivité de plusieurs sources naturelles ou d'origine humaine est omniprésente dans l'environnement. Certains éléments chimiques présents dans l'environnement sont naturellement radioactifs. Ceux-ci sont présents en quantités variables dans les sols, l'eau, l'air intérieur et extérieur et même à l'intérieur de notre corps, de sorte que l'exposition à ces éléments est inévitable. En outre, la Terre est constamment bombardée par des particules à haute énergie émises par le soleil et venant de l'extérieur du système solaire. Ces particules sont désignées collectivement rayonnement cosmique. Tout le monde reçoit une dose de rayonnement cosmique qui est influencée par la latitude, la longitude et l'altitude.

L'utilisation de radiations en médecine pour le diagnostic et le traitement constitue actuellement la principale source d'exposition aux radiations produite par l'homme. Les essais d'armes nucléaires, les rejets réguliers à partir d'installations industrielles et médicales et des accidents tels que celui de Tchernobyl ont introduit dans notre environnement des radionucléides produits par l'homme.

Le Comité scientifique des Nations Unies pour l'étude des effets des rayonnements ionisants (UNSCEAR, 2008) a estimé que la dose mondiale annuelle moyenne par personne pour l'ensemble des sources de radiation dans l'environnement est approximativement de 3,0 mSv/an (Encadré 9.1). Quarante pourcent (2,4 mSv) de cette dose sont d'origine naturelle, 19,6 % (près de 0,6 mSv) sont dus à l'utilisation de radiations pour le diagnostic médical et les 0,4 % restants (environ 0,01 mSv) sont dus à d'autres sources de radiation produites par l'homme (Figure 9.1). La dose reçue par chaque individu au sein d'une population est très variable et dépend de l'endroit où vit la personne, de ses préférences alimentaires et d'autres particularités du mode de vie. Les doses de radiation individuelles peuvent également différer en fonction de traitements médicaux et de l'exposition professionnelle. Les doses moyennes annuelles et l'intervalle habituel de doses individuelles à partir de sources naturelles sont présentés dans le Tableau 9.1 (UNSCEAR, 2008).

⁴ Lorsque le terme « source » apparaît dans ce chapitre sans aucune référence, il est utilisé dans le sens de « source de radiation ». Dans tous les autres contextes, des informations supplémentaires sont fournies (par exemple, « source d'eau »).

Encadré 9.1 Termes clés, quantités et unités

Becquerel (Bq)—Le becquerel est l'unité de radioactivité du Système international d'unités (SI), correspondant à une désintégration radioactive par seconde. Dans le cas de l'eau de boisson, on parle habituellement de concentration radioactive, exprimée en Bq/l.

Dose efficace—Lorsque la radiation interagit avec les tissus et les organes du corps, la dose de radiation reçue est une fonction de facteurs tels que le type de radiation, la partie du corps affectée et la voie d'exposition. Cela signifie qu'une radioactivité de 1 Bq ne produira pas toujours la même dose de radiation. Une unité appelée « dose efficace » a été créée pour prendre en compte les différences liées aux types de radiation afin de pouvoir comparer directement leurs impacts biologiques. La dose efficace est exprimée en unités SI nommées sieverts (Sv). Le sievert est une très grande unité, et il est souvent plus pratique d'exprimer la dose en millisieverts (mSv). Il y a 1000 mSv dans 1 Sv.

Demi-vie efficace—Les radioisotopes ont une demi-vie « physique » qui représente le temps nécessaire pour que la moitié des atomes se désintègrent. Les demi-vies physiques de différents radioisotopes peuvent varier de quelques microsecondes à des milliards d'années. Lorsqu'un radioisotope est présent dans un organisme vivant, il peut être excrété. La vitesse de cette élimination est influencée par des facteurs biologiques et elle est désignée demi-vie « biologique ». La demi-vie efficace est le temps réel nécessaire à la réduction de moitié de la radioactivité dans un organisme vivant, déterminé à la fois par les demi-vies physique et biologique. Alors que pour certains radionucléides, les processus biologiques sont dominants, pour d'autres, c'est la désintégration physique qui est prépondérante.

Doses mondiales annuelles moyennes de rayonnements ionisants par personne, par source (mSv)

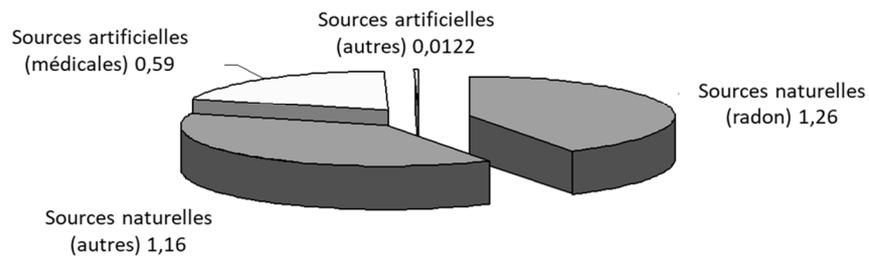


Figure 9.1 Répartition de l'exposition moyenne aux radiations pour la population mondiale

Tableau 9.1 Dose de radiation moyenne à partir de sources naturelles

Source	Dose efficace mondiale annuelle moyenne (mSv)	Intervalle normal (mSv)
Exposition externe		
Rayonnement cosmique	0,39	0,3–1 ^a
Radiation terrestre (extérieure et intérieure)	0,48	0,3–1 ^b
Exposition interne		
Inhalation (principalement radon)	1,26	0,2–10 ^c
Ingestion (nourriture et eau de boisson)	0,29	0,2–1 ^d
Total	2,4	1–13

^a Intervalle entre l'exposition au niveau de la mer et en altitude.

^b Dépend de la composition en radionucléides du sol et des matériaux de construction.

^c Dépend de l'accumulation de gaz radon à l'intérieur des bâtiments.

^d Dépend de la composition en radionucléides des aliments et de l'eau de boisson.

Source : d'après UNSCEAR (2008)

9.1.1 Exposition aux radiations par ingestion d'eau de boisson

Les sources d'eau peuvent contenir des radionucléides d'origine naturelle et artificielle (c'est-à-dire produites par l'homme) :

- Les radionucléides naturels, y compris le potassium-40, et ceux de la série de désintégration du thorium et de l'uranium, en particulier le radium-226, le radium-228, l'uranium-234, l'uranium-238 et le plomb-210, peuvent être présents dans l'eau soit à la suite de processus naturels (par exemple, absorption à partir du sol) ou de processus technologiques faisant intervenir des matériaux radioactifs naturels (par exemple, activités minières et traitement de sables minéraux ou production d'engrais phosphatés).
- Les radionucléides produits par l'homme peuvent être présents dans l'eau à partir de plusieurs sources telles que
 - des radionucléides rejetés par les installations du cycle du combustible nucléaire ;
 - des radionucléides fabriqués (produits et utilisés sous forme non scellée en médecine ou dans l'industrie) ayant pénétré dans des approvisionnements en eau de boisson suite à des rejets réguliers ou accidentels ;
 - des radionucléides rejetés autrefois dans l'environnement, notamment dans des sources d'eau de boisson.

9.1.2 Effets sanitaires induits par les radiations via l'eau de boisson

La protection contre les radiations est fondée sur l'hypothèse que toute exposition à des radiations présente un certain niveau de risque. Pour des expositions prolongées, comme dans le cas d'ingestion pendant des périodes prolongées d'eau de boisson contenant des radionucléides, des données prouvent qu'il y a augmentation du risque de cancer chez l'homme à des doses supérieures à 100 mSv (Brenner et al., 2003). En-dessous de cette dose, des études épidémiologiques n'ont pas permis d'identifier de risque accru. Il est admis qu'il existe une relation linéaire entre l'exposition et le risque, sans valeur seuil en-dessous de laquelle il n'y a aucun risque. Le critère de dose individuelle (CDI) de 0,1 mSv/an représente un niveau de risque très faible qui n'entraînera vraisemblablement pas d'effet nocif pour la santé.

9.2 Justification des niveaux de dépistage et des niveaux recommandés

Les présentes Directives sont basées sur l'approche proposée par le CIPR dans des situations d'exposition prolongée de la population aux radiations. Selon le CIPR, dans des situations d'exposition planifiées (Encadré 9.2), il est prudent de restreindre la composante prolongée de la dose individuelle à 0,1 mSv par an (CIPR, 2000). Il est admis que l'exposition à des radionucléides présents dans l'eau de boisson peut résulter d'une situation d'exposition planifiée mais elle résultera plus vraisemblablement d'une situation d'exposition existante. Plutôt que d'adopter une approche différente selon qu'il s'agit de radionucléides naturels ou produits par l'homme, une approche pragmatique prudente a été adoptée avec un CDI de 0,1 mSv pour une consommation d'eau de boisson pendant un an, quelle que soit l'origine des radionucléides (Encadré 9.3).

Les niveaux de dépistage et les niveaux recommandés sont prudents et ne devraient pas être interprétés comme des limites obligatoires. Le dépassement d'un niveau recommandé devrait susciter une investigation plus poussée, mais n'indique pas nécessairement que l'eau de boisson présente un risque sanitaire.

Encadré 9.2 Situations d'exposition aux radiations

Le CIPR (2008) distingue trois types de situations d'exposition aux radiations—situations d'exposition planifiées, existantes et d'urgence :

- Une situation **d'exposition planifiée** est une situation qui découle d'une opération planifiée d'une source de radiation ou d'une activité planifiée qui entraîne une exposition à une source de radiation (par exemple, une exposition à une source de radiation au cours d'une procédure médicale de diagnostic ou de traitement).
- Une situation **d'exposition existante** est une situation qui existe déjà quand il est nécessaire de décider de prendre ou non des mesures pour atténuer cette exposition (par exemple, une exposition au radon à l'intérieur des habitations).
- Une situation **d'exposition d'urgence** est une situation qui résulte d'un accident, d'un acte de malveillance ou de tout autre événement inattendu. Les présentes Directives ne s'appliquent pas aux situations d'exposition d'urgence (voir le Chapitre 6).

Dans la deuxième édition des Directives, le CDI de 0,1 mSv/an était basé sur des niveaux de dépistage de l'activité alpha brute et de l'activité bêta brute de 0,1 Bq/l et 1 Bq/l, respectivement. Ce CDI représente moins de 5 % de la dose annuelle moyenne attribuable aux radiations d'origine naturelle (voir la section 9.1). L'expérience acquise par la suite a montré que, en pratique, la dose annuelle de 0,1 mSv ne serait habituellement pas dépassée si l'activité alpha brute était égale ou inférieure à 0,5 Bq/l. C'est pourquoi, dans la troisième édition des Directives, le CDI était basé sur des niveaux de dépistage de 0,5 Bq/l pour l'activité alpha brute et de 1 Bq/l pour l'activité bêta brute. Ce changement a été maintenu dans la présente édition des Directives.

Encadré 9.3 Critère de dose individuelle (CDI) et risques sanitaires

Le risque sanitaire supplémentaire dû à l'exposition à une dose annuelle de 0,1 mSv associée à l'ingestion de radionucléides présents dans l'eau de boisson est considéré comme faible pour les raisons suivantes :

- Les doses individuelles dues à la radioactivité naturelle dans l'environnement varient considérablement. La moyenne est d'environ 2,4 mSv/an, mais dans certaines parties du monde, les doses moyennes peuvent être jusqu'à 10 fois plus élevées (soit 24 mSv/an) sans que des risques supplémentaires pour la santé soient observés, comme le révèlent des études

de populations à long terme (Tao, 2000 ; Nair et al., 2009). Un CDI de 0,1 mSv/an représente donc un faible accroissement par rapport aux niveaux naturels.

- Le coefficient de risque nominal pour l'incidence de cancers induits par des radiations est de $5,5 \times 10^{-2}/\text{Sv}$ (CIPR, 2008). En multipliant ce coefficient par un CDI de 0,1 mSv/an attribué à l'eau de boisson, on obtient un risque de cancer annuel estimé d'approximativement $5,5 \times 10^{-6}$.

9.3 Suivi et évaluation des radionucléides dissous

La méthodologie d'évaluation recommandée pour limiter les risques sanitaires dus aux radionucléides présents dans l'eau de boisson est résumée dans l'Encadré 9.4 et présentée schématiquement à la Figure 9.2.

Encadré 9.4 Méthodologie d'évaluation recommandée

La méthodologie d'évaluation recommandée pour limiter les risques sanitaires dus aux radionucléides présents dans l'eau de boisson comprend quatre étapes :

- 1) Un CDI⁵ de 0,1 mSv résultant d'une consommation d'eau de boisson pendant un an est adopté.
- 2) Un dépistage initial est réalisé à la fois pour l'activité alpha brute et pour l'activité bêta brute. Si les concentrations correspondant à l'activité mesurée sont inférieures aux niveaux de dépistage de 0,5 Bq/l pour l'activité alpha brute et de 1 Bq/l pour l'activité bêta brute, aucune mesure supplémentaire n'est requise.
- 3) Si l'un des niveaux de dépistage est dépassé, les concentrations des radionucléides individuels devraient être déterminées et comparées avec les niveaux recommandés (Tableau 9.2).
- 4) Les résultats de cette évaluation supplémentaire peuvent indiquer qu'aucune mesure n'est nécessaire ou qu'il faut procéder à une nouvelle évaluation avant de prendre ou non des mesures pour réduire la dose.

⁵ Dans la Directive européenne relative à l'eau de boisson (Commission européenne, 2001), ce paramètre est appelé la dose indicative totale (TID), et la même valeur de 0,1 mSv/an est adoptée.

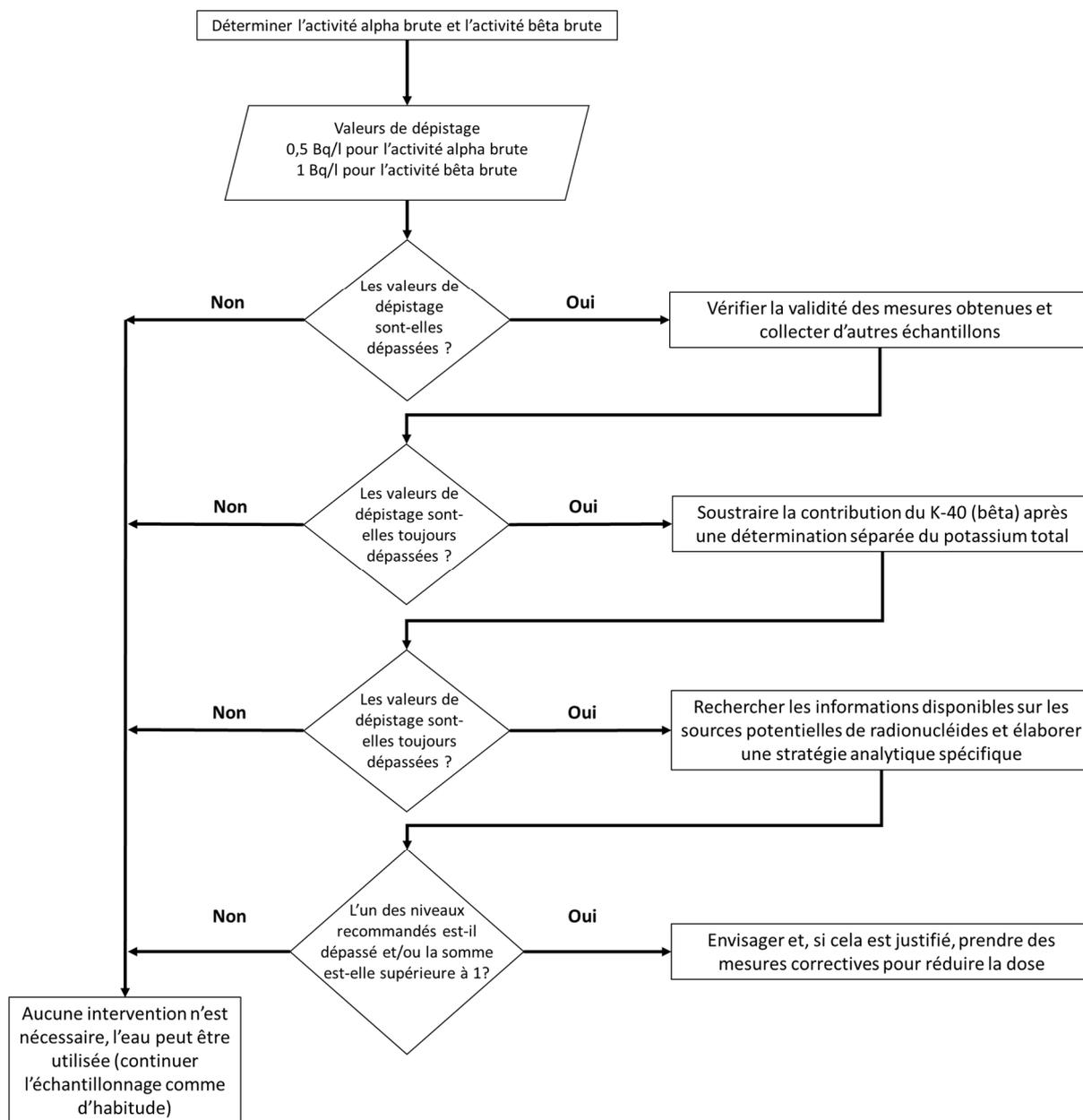


Figure 9.2 Application des niveaux de dépistage et des niveaux recommandés pour les radionucléides dans l'eau de boisson

9.3.1 Dépistage d'approvisionnements en eau de boisson

Le processus d'identification des différents radionucléides dans l'eau de boisson et de détermination de leur concentration demande du temps et est coûteux. Comme, dans la plupart des cas, les concentrations sont faibles, une telle analyse détaillée n'est habituellement pas justifiée pour un suivi en routine. Il est plus rationnel de procéder à un dépistage en mesurant d'abord la radioactivité totale sous forme de rayonnement alpha et bêta, sans chercher à identifier les radionucléides spécifiques.

Ces mesures conviennent pour une procédure de dépistage préliminaire afin de déterminer si une analyse supplémentaire spécifique des radioisotopes est nécessaire. Elles peuvent également être utilisées pour

détecter les changements dans les caractéristiques radiologiques de la source d'eau de boisson et pour identifier les tendances spatiales et/ou temporelles du contenu en radionucléides de l'eau de boisson.

Les niveaux de dépistage pour l'eau de boisson en-dessous desquels aucune mesure n'est nécessaire sont 0,5 Bq/l pour l'activité alpha brute et 1 Bq/l pour l'activité bêta brute. Si aucune de ces valeurs n'est dépassée, le CDI de 0,1 mSv/an ne sera pas non plus dépassé. L'utilisation de ces niveaux de dépistage est recommandée car elle maximise à la fois la fiabilité et le rapport coût-efficacité de l'évaluation du contenu en radionucléides de l'eau de boisson.

Les radionucléides émetteurs d'un rayonnement bêta de faible énergie, tels que le tritium, et certains radionucléides gazeux ou volatils, tels que l'iode, ne seront pas détectés par des mesures ordinaires de l'activité brute. Une analyse systématique de ces radionucléides n'est pas nécessaire, mais s'il existe des raisons de croire qu'ils peuvent être présents, un échantillonnage et des techniques de mesure spécifiques aux radionucléides doivent être utilisés.⁶

Les mesures de l'activité bêta brute comprennent la contribution du potassium-40, un émetteur bêta naturellement présent dans un rapport fixe vis-à-vis du potassium stable. Le potassium est un élément essentiel pour l'homme et est principalement absorbé à partir de la nourriture ingérée. Si le niveau de dépistage de 1 Bq/l pour l'activité bêta brute est dépassé, la contribution du potassium-40 à l'activité bêta devrait être soustraite après une détermination séparée du potassium total. L'activité bêta du potassium-40 est de 27,9 Bq/g de potassium stable, facteur qui devrait être utilisé pour calculer l'activité bêta due au potassium-40.

9.3.2 Stratégie pour l'évaluation de l'eau de boisson en cas de dépassement des niveaux de dépistage

Si l'un des niveaux de dépistage est dépassé, les radionucléides spécifiques devraient être identifiés et leurs concentrations d'activité individuelles mesurées. Ceci permettra de calculer la contribution de chaque radionucléide au CDI. Si la relation suivante est satisfaite, aucune autre mesure n'est nécessaire :

$$\sum_i \frac{C_i}{GL_i} \leq 1$$

dans laquelle:

C_i = la concentration d'activité mesurée du radionucléide i , et

GL = le niveau recommandé (Tableaux 9.2 et A6.1 dans l'Annexe 6) de radionucléide i qui, pour une ingestion de 2 litres/jour⁷ pendant 1 an, résultera en une dose efficace de 0,1 mSv/an.

Si l'un des niveaux recommandés est dépassé, la somme sera supérieure à 1. La somme peut également être supérieure à 1 même si aucun des niveaux individuels recommandés n'est dépassé. Lorsque la somme est supérieure à 1 pour un seul échantillon, le CDI de 0,1 mSv/an serait dépassé uniquement si l'exposition

⁶ Des références pour les méthodes analytiques et les technologies de traitement spécifiques aux radionucléides sont présentées dans l'Annexe 6.

⁷ Lorsque les taux de consommation nationaux ou régionaux sont connus, le niveau recommandé devrait être ajusté pour les prendre en compte.

aux mêmes concentrations mesurées se maintenaient pendant une année complète. *Donc, en soi, un tel résultat n'implique pas que l'eau est impropre à la consommation.*

9.3.3 Stratégie pour l'évaluation de l'eau de boisson en cas de dépassement des niveaux recommandés

Une dose annuelle de 0,1 mSv représente un faible pourcentage de la dose de radiation moyenne reçue par un individu. Les niveaux de dépistage et les niveaux recommandés sont des valeurs très prudentes qui permettent aux autorités nationales de déterminer, sans autre considération, si l'eau de boisson est propre à la consommation du point de vue radiologique. L'expérience au niveau national a montré que la grande majorité des approvisionnements en eau répondait à ces critères.

Occasionnellement, il peut y avoir des situations dans lesquelles les niveaux recommandés d'un, ou d'un ensemble de, radionucléide(s) spécifique(s) sont systématiquement dépassés. Les autorités nationales devront alors décider s'il est nécessaire de prendre des mesures correctives ou de restreindre d'une certaine manière la poursuite de l'utilisation de l'approvisionnement en eau comme eau de boisson.

D'un point de vue radiologique, un des éléments essentiels à prendre en compte est la mesure dans laquelle les niveaux recommandés sont dépassés. Dans les normes fondamentales internationales de protection contre les rayonnements ionisants et de sûreté des sources de rayonnements, un chapitre est consacré à l'eau de boisson dans les situations d'exposition existantes ; ces normes disposent que les doses individuelles annuelles les plus élevées reçues par la consommation d'eau de boisson ne doivent pas excéder une valeur d'approximativement 1 mSv.⁸ Cette valeur ne devrait pas être considérée comme une dose « acceptable » ni comme une dose limite, et tous les efforts doivent être raisonnablement entrepris pour minimiser les doses reçues. Chaque situation sera différente et il faut tenir compte des facteurs non radiologiques, tels que les coûts de réhabilitation et la disponibilité d'autres approvisionnements en eau de boisson dans la prise de décision finale. Les autorités nationales doivent également savoir que des radionucléides comme l'uranium sont chimiquement toxiques et les concentrations autorisées dans l'eau de boisson peuvent être déterminées par la toxicité du radioisotope plutôt que par ses propriétés radioactives (voir le Chapitre 12).

9.3.4 Fréquence d'échantillonnage

Les critères de suivi de la contamination radiologique de l'eau de boisson devraient être fixés en tenant compte des ressources disponibles et des risques radiologiques potentiels. Il ne faudrait pas que l'attention soit détournée de l'évaluation et de la gestion appropriées des risques microbiologiques et chimiques. De nouveaux approvisionnements devraient être échantillonnés pour déterminer s'ils peuvent être utilisés comme eau de boisson tandis que les approvisionnements existants ne nécessitent qu'un suivi occasionnel. Si l'approvisionnement en eau est correctement caractérisé et si les concentrations mesurées sont systématiquement inférieures aux niveaux de dépistage, la fréquence d'échantillonnage devrait être réduite. Cependant, si des sources de contamination potentielle par des radionucléides existent à proximité ou si l'on s'attend à des changements rapides, l'échantillonnage devrait alors être plus fréquent. La fréquence d'échantillonnage devrait être maintenue ou même accélérée si les concentrations s'approchent des niveaux de dépistage ou si la somme des rapports des concentrations observées pour les différents radionucléides sur leurs niveaux recommandés est proche de un (voir ci-dessous). Une approche graduelle de la fréquence d'échantillonnage devrait être établie en fonction du degré de contamination, de la source d'approvisionnement (c'est-à-dire eaux de surface ou eaux souterraines), de la taille de la population desservie, de la variabilité attendue des concentrations de radionucléides, des résultats disponibles figurant dans des rapports, et des données historiques de suivi. Il existe des normes internationales relatives à

⁸ Normes de sûreté de l'AIEA, GSR Partie 3, AIEA, Vienne (édition révisée, en préparation).

l'évaluation de la qualité radiologique de l'eau, incluant des procédures d'échantillonnage (par exemple, la préservation et la manipulation des échantillons) et des programmes (Standards Australia & Standards New Zealand, 1998 ; ISO, 2003, 2006a,b, 2009a).

9.4 Niveaux recommandés pour les radionucléides généralement observés dans l'eau de boisson

Le Tableau 9.2. présente les niveaux recommandés définis pour les radionucléides naturels et les radionucléides produits par l'homme les plus couramment détectés dans les approvisionnements en eau de boisson ainsi que pour les radionucléides produits par l'homme potentiellement impliqués dans des expositions prolongées résultant de situations d'urgence passées. Les coefficients de dose respectifs pour les adultes sont également présentés (CIPR, 1996).

Le niveau recommandé pour chaque radionucléide dans le Tableau 9.2 représente la concentration qui, si elle se maintenait dans l'eau de boisson consommée toute l'année, résulterait en une dose individuelle de 0,1 mSv.

Les niveaux recommandés ont été calculés en utilisant des coefficients de dose pour des adultes. Les données sont insuffisantes pour justifier l'introduction de niveaux recommandés adaptés à chaque groupe d'âge. Bien que les nourrissons et les enfants boivent en moyenne un volume d'eau de boisson plus faible, les coefficients de dose dépendant de l'âge sont plus élevés pour les enfants que chez les adultes, ce qui s'explique par une absorption plus élevée ou un métabolisme plus actif. Dans le cas d'une contamination prolongée d'un approvisionnement en eau, une évaluation des doses pour les nourrissons et les enfants peut être envisagée.

Les niveaux recommandés s'appliquent aux conditions opérationnelles de routine (« normales ») des approvisionnements existants ou nouveaux. Ils ne s'appliquent pas dans des situations d'exposition d'urgence impliquant la libération de radionucléides dans l'environnement. Cependant, les niveaux recommandés s'appliquent à nouveau lorsque les autorités compétentes ont déclaré la fin de la situation d'exposition d'urgence. Des recommandations supplémentaires sont présentées dans la section 6.7 et dans plusieurs publications (AIEA, 2002 ; AIEA & OMS, 2005, 2010 ; CIPR, 2009a).

Les niveaux recommandés pour les radionucléides dans l'eau de boisson sont calculés en utilisant l'équation suivante :

$$GL = \frac{IDC}{h_{ing} \times q}$$

dans laquelle :

GL = niveau recommandé pour le radionucléide dans l'eau de boisson (Bq/l)

IDC = critère de dose individuelle égal à 0,1 mSv/an pour ce calcul

h_{ing} = coefficient de dose pour l'ingestion par des adultes (mSv/Bq)

q = volume annuel d'eau de boisson ingéré, supposé être de 730 litres/an (équivalant au taux de consommation de 2 litres/jour de la norme de l'Organisation mondiale de la Santé)

Tableau 9.2 Niveaux recommandés en matière de radionucléides naturels et artificiels courants^a

Catégorie	Radionucléide	Coefficient de dose (Sv/Bq)	Niveau recommandé ^b (Bq/l)
Isotope radioactif naturel appartenant à la série de désintégration de l'uranium ^c	Uranium-238	$4,5 \times 10^{-8}$	10
Isotopes radioactifs naturels appartenant à la série de désintégration de l'uranium	Uranium-234	$4,9 \times 10^{-8}$	1
	Thorium-230	$2,1 \times 10^{-7}$	1
	Radium-226	$2,8 \times 10^{-7}$	1
	Plomb-210	$6,9 \times 10^{-7}$	0,1
	Polonium-210	$1,2 \times 10^{-6}$	0,1
Isotope radioactif naturel initiant la série de désintégration du thorium	Thorium-232	$2,3 \times 10^{-7}$	1
Isotopes radioactifs naturels appartenant à la série de désintégration du thorium	Radium-228	$6,9 \times 10^{-7}$	0,1
	Thorium-228	$7,2 \times 10^{-8}$	1
Radionucléides artificiels qui peuvent être libérés dans l'environnement en tant que produits de fission dans les émissions de réacteurs nucléaires ou les essais d'armes nucléaires	Césium-134 ^d	$1,9 \times 10^{-8}$	10
	Césium-137 ^d	$1,3 \times 10^{-8}$	10
	Strontium-90 ^d	$2,8 \times 10^{-8}$	10
Radionucléide artificiel qui peut être libéré dans l'environnement en tant que produit de fission (voir ci-dessus). Il peut également être utilisé dans des procédures de médecine nucléaire et donc rejeté dans les eaux de surface via les eaux usées.	Iode-131 ^{d,e}	$2,2 \times 10^{-8}$	10
Isotope radioactif de l'hydrogène produit artificiellement en tant que produit de fission provenant de réacteurs nucléaires et d'essais d'armes nucléaires. Il peut être naturellement présent dans l'environnement en très petites quantités. Sa présence dans une source d'eau est indicatrice d'une contamination industrielle potentielle.	Tritium ^e	$1,8 \times 10^{-11}$	10 000
Isotope radioactif naturel largement distribué dans la nature et présent dans des composés organiques et dans le corps humain.	Carbone-14	$5,8 \times 10^{-10}$	100
Isotope artificiel formé dans les réacteurs nucléaires qui existe également en traces dans les minerais naturels d'uranium.	Plutonium-239 ^d	$2,5 \times 10^{-7}$	1
Isotope artificiel qui est un sous-produit formé dans les réacteurs nucléaires.	Américium-241 ^d	$2,0 \times 10^{-7}$	1

^a Cette liste n'est pas exhaustive. Dans certaines circonstances, d'autres radionucléides devraient faire l'objet d'une investigation (voir Annexe 6).

^b Les niveaux recommandés ont été arrondis à l'ordre de grandeur le plus proche en prenant les valeurs de l'échelle logarithmique directement inférieures ou supérieures (10^n si la valeur calculée était inférieure à 3×10^n et 10^{n+1} si la valeur était supérieure ou égale à 3×10^n). Par exemple, si la valeur calculée était 2 Bq/l (c'est-à-dire 2×10^0), le niveau recommandé a été arrondi à 10^0 (c'est-à-dire = 1) tandis que si la valeur calculée était 3 Bq/l (c'est-à-dire 3×10^0 ou plus) le niveau recommandé a été arrondi à 10^1 (c'est-à-dire = 10).

^c Des niveaux recommandés séparés sont proposés pour les différents radioisotopes de l'uranium en termes de radioactivité (exprimés en Bq/l). La valeur guide provisoire pour le contenu total en uranium dans l'eau de boisson est de 30 µg/l sur la base de la toxicité chimique qui est prépondérante comparativement à la toxicité radiologique (voir le Chapitre 12).

^d Dans des situations normales, ces radionucléides peuvent ne pas être présents dans l'eau de boisson ou être présents à des doses insuffisamment élevées pour avoir une incidence sur la santé publique. Les investigations portant sur ces radionucléides sont donc moins prioritaires après dépassement d'un niveau de dépistage.

^e L'iode et le tritium ne seront pas détectés par des mesures d'activité brute ordinaires et une analyse systématique de ces radionucléides n'est pas nécessaire ; cependant, un échantillonnage et des techniques de mesure spécifiques à ces radionucléides doivent être utilisés s'il existe des raisons de croire qu'ils sont présents. C'est la raison pour laquelle ils sont inclus dans ce tableau.

9.5 Méthodes analytiques

9.5.1 Mesures des concentrations d'activité alpha brute et d'activité bêta brute

Pour analyser les activités alpha brute et bêta brute dans l'eau de boisson (excepté le radon), l'approche la plus courante consiste à laisser évaporer un volume connu de l'échantillon jusqu'à siccité et à mesurer l'activité du résidu. Comme le rayonnement alpha est aisément absorbé par une couche mince de matériel solide, la fiabilité et la sensibilité de la méthode de détermination du rayonnement alpha peuvent être réduites dans des échantillons contenant une grande quantité de matières solides totales dissoutes (TDS). Si possible, des méthodes normalisées devraient être utilisées pour déterminer les concentrations des activités alpha brute et bêta brute. La liste des méthodes d'analyse figure dans le Tableau 9.3.

Tableau 9.3 Méthodes d'analyse des activités alpha brute et bêta brute dans l'eau de boisson

Méthode (référence)	Technique	Limite de détection	de	Application
Organisation internationale de normalisation : ISO 9696 pour l'activité alpha brute (ISO, 2007) ISO 9697 pour l'activité bêta brute (ISO, 2008) ISO 10704 pour les activités alpha brute et bêta brute (ISO, 2009b)	Évaporation	0,02–0,1 Bq/l		Eaux souterraines avec une concentration de TDS inférieure à 0,1 g/l
American Public Health Association (APHA et al., 2005)	Coprécipitation	0,02 Bq/l		Eaux de surface et eaux souterraines (les TDS n'interviennent pas)

La détermination de l'activité bêta brute en utilisant la méthode d'évaporation inclut la contribution du potassium-40. Une analyse supplémentaire du potassium total est donc nécessaire en cas de dépassement de la valeur de dépistage de l'activité bêta brute.

La technique de coprécipitation (APHA et al., 2005) exclut la contribution du potassium-40 ; la détermination de potassium total n'est donc pas nécessaire. Cette méthode ne convient pas pour l'évaluation d'échantillons d'eau contenant certains produits de fission, tels que le césium-137. Cependant, dans des circonstances normales, les concentrations des produits de fission dans des approvisionnements en eau de boisson sont extrêmement faibles.

9.5.2 Mesure de radionucléides spécifiques

En cas de dépassement des niveaux de dépistage des activités alpha brute et bêta brute, les radionucléides spécifiques doivent être identifiés et leurs concentrations d'activité individuelles mesurées.

Les références relatives aux méthodes d'analyse de radionucléides spécifiques figurent dans l'Annexe 6. Des informations sur la mesure des concentrations de radon dans l'eau sont présentées dans la section 9.7.4.

9.6 Mesures correctives

Si le CDI de 0,1 mSv/an est dépassé, les autorités de régulation devraient examiner les options disponibles en vue de réduire la dose. Lorsque des mesures correctives sont envisagées, toute stratégie doit d'abord être justifiée (dans le sens où elle apporte un bénéfice net). Toute décision qui entraîne une modification de la situation d'exposition aux radiations doit présenter plus d'avantages que d'inconvénients. Cela signifie que la réduction de l'exposition existante apportera plus d'avantages au niveau individuel et de la population compensant les inconvénients occasionnés (CIPR, 2008).

Lorsque la mesure corrective est justifiée, la protection devrait être optimisée conformément aux recommandations du CIPR. Le principe d'optimisation de la protection implique que la probabilité de subir des expositions, le nombre de personnes exposées et l'importance des doses individuelles devraient tous être maintenus aussi faibles que possible, en tenant compte des facteurs économiques et sociaux.

Lorsque l'eau de source contient des concentrations élevées inacceptables de radionucléides, il est possible de recourir à un approvisionnement de substitution, de mélanger l'eau avec celle d'une autre source ou d'introduire un traitement supplémentaire pour réduire les concentrations. Les installations de traitement appliquant les procédés de coagulation, sédimentation et filtration sur sable en association permettent de réduire jusqu'à 100 % de la radioactivité en suspension dans les eaux brutes. Les installations d'adoucissement chaux-soude permettent également d'éliminer pratiquement toute la radioactivité en suspension, selon le radionucléide et la proportion de radioactivité associée à des particules.

Une étude détaillée de l'élimination des radionucléides dissous au moyen de différents procédés de traitement de l'eau a été réalisée (Brown, Hammond & Wilkins, 2008). Les résultats résumés dans ce rapport sont repris dans le Tableau 9.4. Les références concernant les technologies de traitement spécifiques aux radionucléides figurent dans l'Annexe 6.

Tableau 9.4 Performance des traitements pour certains radionucléides courants^a

Élément	Coagulation	Filtration sur sable	Charbon actif	Adoucissement par précipitation	Échange d'ions	Osmose inverse
Strontium	xx	xx	x	xxxx	xxx	xxxx
Iode	xx	xx	xxx	x	xxx	xxxx
Césium	xx	xx	x	xx	xxx	xxxx
Radium	xx	xxx	xx	xxxx	xxxx	xxxx
Uranium	xxxx	x	xx	xxxx	xxxx	xxxx
Plutonium	xxxx	xx	xxx	x	xxxx	xxxx
Américium	xxxx	xx	xxx	x	xxxx	xxxx
Tritium	Impossible de l'éliminer					

^a x = 0 à 10 % d'élimination ; xx = 10 à 40 % d'élimination ; xxx = 40 à 70 % d'élimination ; xxxx = > 70% d'élimination.

9.7 Radon

9.7.1 Radon dans l'air et dans l'eau

L'uranium, le radium et le radon sont tous solubles dans l'eau. Le radon présent dans les eaux de surface, telles que les lacs et les cours d'eau, est aisément libéré dans l'air extérieur par agitation de l'eau quand elle passe à travers les roches et les sols. Les eaux souterraines des puits et des forages contiennent habituellement des concentrations de radon plus élevées que les eaux de surface. Dans certains cas extrêmes, des concentrations de radon très élevées peuvent être mesurées dans les approvisionnements en eau de boisson issus de ces sources (Encadré 9.5).

Encadré 9.5 Radon dans l'eau de boisson

- Certains approvisionnements issus d'eaux souterraines peuvent contenir des concentrations élevées de radon. Des concentrations élevées de radon sont rarement observées dans les approvisionnements issus d'eaux de surface.
- Le radon dissous dans l'eau de boisson peut être libéré dans l'air intérieur. Habituellement, la dose de radon et de ses produits de filiation reçue par inhalation est plus élevée que celle qui est ingérée.
- Le radon libéré à partir de l'eau de boisson n'est pas la seule source de radon dans l'air intérieur. Lorsque les concentrations de radon dans l'air intérieur sont très élevées, il s'avère généralement que les sources prédominantes sont le sol sous-jacent et les matériaux de construction plutôt que l'eau de boisson.
- Il existe des techniques simples et efficaces pour réduire la concentration de radon dans les approvisionnements en eau de boisson.
- Pour décider s'il est nécessaire ou non de prendre des mesures pour réduire la concentration de radon dans les approvisionnements en eau de boisson, il est important de tenir compte de la contribution des autres sources de radon à la dose de radiation totale. Toute mesure prise doit être justifiée et optimisée et elle doit tenir compte des conditions locales.

Le radon est soluble dans l'eau, sa solubilité diminue rapidement quand la température augmente. Quand on ouvre un robinet ou que l'on prend une douche, une partie du radon dissous est libérée dans l'air intérieur. Celui-ci s'ajoute au radon provenant d'autres sources et contribuera à la dose d'irradiation quand il sera inhalé.

Selon les conclusions d'une évaluation des données de la recherche internationale (UNSCEAR, 2000), en moyenne, 90 % de la dose attribuable au radon présent dans l'eau de boisson provient de l'inhalation plutôt que de l'ingestion. La manière la plus efficace de limiter les doses de radon dans l'eau de boisson consiste donc à réduire la voie d'inhalation plutôt que la voie de l'ingestion.

Le pourcentage de radon présent dans l'eau de boisson qui est libéré dans l'air intérieur dépendra des conditions locales, telles que la consommation d'eau dans la maison, le volume de la maison et sa ventilation, et sera vraisemblablement très variable. On estime qu'une concentration de radon de 1000 Bq/l dans l'eau de boisson libérée à partir d'un robinet ou d'une douche entraînera, en moyenne, une augmentation de la concentration de radon de 100 Bq/m³ dans l'air intérieur (NAS, 1999 ; Commission européenne, 2001 ; Santé Canada, 2009). Cette contribution n'est pas constante car elle intervient pendant que l'eau s'écoule du robinet ou de la douche. Le radon présent dans l'air provient également d'autres sources, notamment le radon pénétrant dans les habitations à partir du sol sous-jacent.

9.7.2 Risques sanitaires dus au radon

Des études épidémiologiques ont clairement montré qu'une exposition à long terme à des concentrations élevées de radon dans l'air intérieur augmentait le risque de cancer pulmonaire (OMS, 2009). Le radon ingéré avec l'eau de boisson représente une dose de radiation au niveau du revêtement de l'estomac. Les études scientifiques n'ont pas établi un lien définitif entre la consommation d'eau de boisson contenant du radon et une augmentation du risque de cancer de l'estomac (Ye et al., 1998 ; Auvinen et al., 2005 ; OMS, 2009).

9.7.3 Recommandations concernant le radon dans les approvisionnements en eau de boisson

Comme la dose due au radon présent dans l'eau de boisson pénètre généralement par inhalation plutôt que par ingestion, la mesure de la concentration de radon dans l'air est plus appropriée que dans l'eau de boisson.

Le niveau de référence de l'Organisation mondiale de la Santé pour le radon dans l'air intérieur est de 100 Bq/m³ dans les habitations. Si ce niveau ne peut être atteint dans les conditions spécifiques à une région, il ne devrait toutefois pas dépasser 300 Bq/m³, ce qui correspond à une dose annuelle d'approximativement 10 mSv (OMS, 2009). Cette recommandation est en accord avec les normes fondamentales internationales de protection⁹ et avec les recommandations les plus récentes du CIPR (2009b).

Les niveaux de dépistage pour le radon dans l'eau devraient être fixés sur la base du niveau national de référence pour le radon dans l'air et la distribution du radon dans le parc d'habitations national. Lorsque des concentrations élevées de radon sont identifiées dans l'air intérieur, elles sont presque toujours dues à une entrée de radon à partir du sol plutôt qu'au dégazage à partir de l'approvisionnement en eau de boisson. Néanmoins dans des circonstances dans lesquelles il pourrait y avoir des concentrations élevées de radon dans l'eau de boisson, il est prudent d'effectuer des mesures de radon et, si des concentrations élevées sont détectées, il faut s'interroger sur l'opportunité de prendre des mesures pour réduire les concentrations existantes.

La concentration de radon dans les approvisionnements provenant d'eaux souterraines peut varier considérablement. Dès lors, lorsque des concentrations élevées de radon ont été identifiées ou sont suspectées, il peut être nécessaire d'accroître la fréquence des mesures des activités alpha brute et bêta brute afin de pouvoir évaluer et assurer un suivi régulier de la présence de produits de filiation du radon (en particulier, le polonium-210), qui peuvent constituer des contributeurs majeurs de la dose.

9.7.4 Mesure du radon dans l'eau de boisson

Il est difficile de déterminer les concentrations d'activité du radon dans l'eau de boisson en raison de la facilité avec laquelle le radon est libéré à partir de l'eau au cours de la manipulation. L'agitation et le transfert de l'eau d'un récipient dans un autre entraîneront une libération du radon dissous. Laisser l'eau reposer réduira l'activité du radon et la faire bouillir entraînera la libération complète du radon de l'eau dans l'air. Diverses méthodes peuvent être utilisées pour mesurer le radon dans l'eau, notamment le comptage par scintillation liquide qui est une méthode sensible et largement utilisée (OMS, 2009).

⁹ Normes fondamentales internationales de protection contre les rayonnements ionisants et de sûreté des sources de rayonnements, Normes de sûreté de l'AIEA, GSR Partie 3, AIEA, Vienne (édition révisée, en préparation).

9.7.5 Réduction des concentrations de radon dans l'eau de boisson

Il existe des mesures raisonnablement simples pour réduire les concentrations de radon dans l'eau de boisson par aération. L'insufflation d'air par un système haute performance est un moyen efficace pour l'élimination du radon présent dans les approvisionnements issus d'eaux souterraines et peut permettre jusqu'à 99,9 % d'élimination. Cependant ces procédés peuvent être à l'origine d'importantes quantités de radon dans l'air. L'adsorption sur charbon actif granulaire, avec ou sans échange d'ions, peut également permettre une élimination efficace du radon, mais elle est moins efficace que l'aération et nécessite de grandes quantités de charbon actif granulaire.

9.8 Communication sur les risques

9.8.1 Notifier les résultats

Les résultats de l'analyse de chaque échantillon devraient contenir les informations suivantes :

- code d'identification de l'échantillon ;
- date et heure de collecte de l'échantillon ;
- méthodes analytiques normalisées utilisées ou brève description des méthodes analytiques non normalisées utilisées ;
- identification des radionucléides ou détermination du type de radioactivité et de la radioactivité totale ;
- concentration basée sur des mesures ou valeur de l'activité calculée en utilisant le témoin approprié pour chaque radionucléide ;
- estimations de l'incertitude des comptages ;
- une concentration détectable minimale pour chaque radionucléide ou paramètre analysé ;
- estimation de l'incertitude globale prévue des résultats notifiés, notamment les contributions de tous les paramètres intervenant dans les méthodes analytiques (c'est-à-dire le comptage et autres incertitudes ou erreurs aléatoires et systématiques).

9.8.2 Communiquer au sujet des risques

Une communication claire et efficace sur les risques liés aux radiations suppose l'identification de la cible (par exemple, le public, des responsables de l'élaboration des politiques et des décideurs) et l'adaptation des messages qui lui est destinée (OMS, 2002). Le risque a différentes significations suivant les personnes mais, généralement, la communication du risque nécessite une description de la probabilité des dommages et de leur gravité.

Il faut utiliser un langage simple pour communiquer avec le public au sujet des risques. Le vocabulaire technique de la protection contre les radiations n'est pas aisément compréhensible pour un public non averti (Picano, 2008). Dans certaines situations, les comparaisons sont utiles pour expliquer les risques liés aux radiations (par exemple, en remplaçant les risques sanitaires possibles liés à l'ingestion d'eau de boisson dans le contexte du risque associé à l'exposition aux radiations naturelles dans différentes parties du monde). Il faut expliquer clairement que les niveaux recommandés ne doivent pas être interprétés comme des limites obligatoires et que le dépassement d'un niveau recommandé peut être considéré comme une incitation à poursuivre les investigations mais n'indique pas nécessairement que l'eau de boisson présente un risque sanitaire.

Les personnes chargées de la communication sur les risques devraient être formées à la communication interpersonnelle, être capables de transmettre un message d'empathie, d'écouter efficacement et de respecter les préoccupations de la population. Elles doivent être compétentes dans le domaine et être capables de répondre à des questions de base sur les risques actuels et susceptibles de se

présenter. Des recommandations relatives à la communication sur le risque sont présentées ailleurs (USEPA, 2007 ; OMS, 2009).

10. Aspects relatifs à l'acceptabilité : goût, odeur et apparence

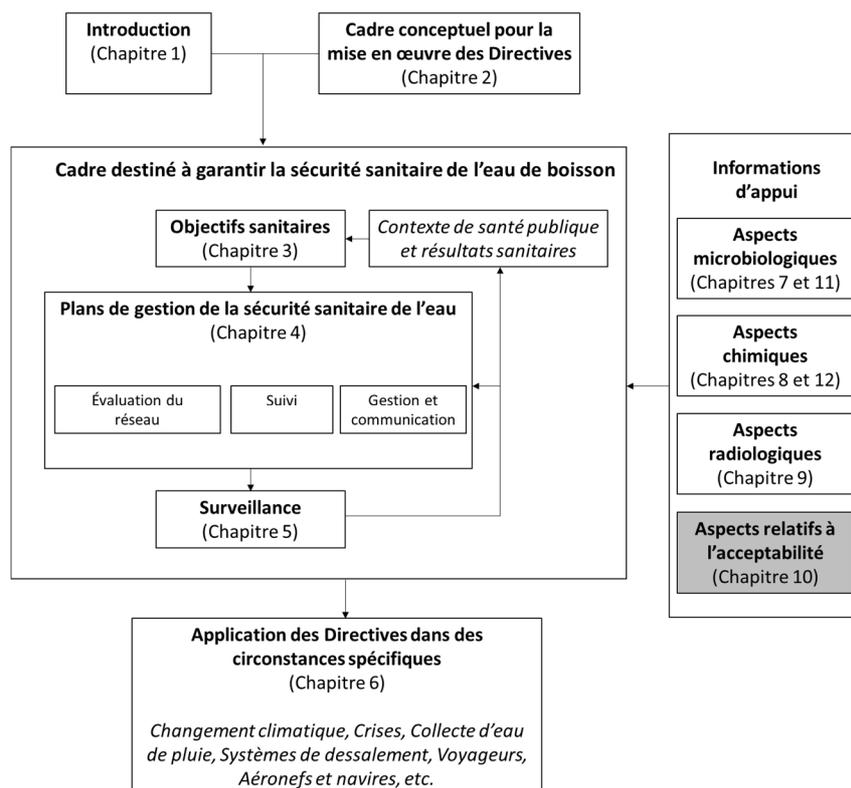
La fourniture d'une eau de boisson non seulement salubre, mais également acceptable quant à son aspect, son goût et son odeur, est une des premières priorités. L'eau dont l'aspect est inacceptable suscitera la méfiance des consommateurs et générera des plaintes et, ce qui est plus important encore, pourrait conduire les consommateurs à utiliser de l'eau provenant de sources moins sûres.

Les consommateurs ont très peu de moyens leur permettant d'évaluer eux-mêmes la sécurité sanitaire de leur eau de boisson, mais leur attitude vis-à-vis de leur approvisionnement en eau de

boisson et de leurs fournisseurs d'eau de boisson sera, dans une large mesure, affectée par les aspects de la qualité de l'eau qu'ils sont en mesure de percevoir avec leurs propres sens. Il est naturel pour les consommateurs d'être suspicieux quand l'eau leur apparaît sale ou quand sa couleur est altérée ou quand elle a un goût ou une odeur désagréable, même si ces caractéristiques n'ont pas en soi de conséquences directes pour la santé.

Certaines substances préoccupantes pour la santé ont des effets sur le goût, l'odeur ou l'aspect de l'eau de boisson qui devraient normalement entraîner le rejet de cette eau à des concentrations significativement plus faibles que celles qui présentent un risque sanitaire. La concentration à laquelle des constituants devraient entraîner le rejet par les consommateurs varie et dépend des individus et de facteurs locaux, notamment la qualité de l'eau à laquelle la communauté est habituée, et de diverses considérations sociales, environnementales et culturelles. Il n'y a pas de valeurs guides définies pour des constituants influençant la qualité de l'eau qui n'ont pas de lien direct avec des effets toxiques pour la santé.

Cependant, des valeurs guides ont été définies pour certaines substances qui peuvent conférer un goût ou une odeur à l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à la valeur guide car l'aptitude des consommateurs à les détecter par le goût ou l'odeur varie considérablement. Dans les résumés du présent



L'aspect, le goût et l'odeur de l'eau de boisson doivent être acceptables pour le consommateur. L'eau dont l'aspect est inacceptable peut le conduire à utiliser de l'eau de sources esthétiquement plus acceptables, mais potentiellement moins salubres.

chapitre et dans les fiches techniques du Chapitre 12, il est fait référence à des niveaux susceptibles de générer des plaintes de consommateurs. Il ne s'agit pas de valeurs formelles, et le goût ou l'odeur peut être détectable par les consommateurs à des niveaux plus faibles ou plus élevés, selon les individus et les circonstances locales.

Il importe de vérifier si le traitement de l'eau existant ou proposé et si les pratiques de distribution peuvent affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson. Il faut opérer des modifications et prendre des mesures destinées à minimiser le risque lié à des problèmes d'acceptabilité et de santé. Par exemple, une chloration mal maîtrisée peut entraîner la formation de trichloramines qui peuvent générer un goût et une odeur inacceptables. D'autres problèmes peuvent être indirects, par exemple le remaniement de dépôts et de biofilms à l'intérieur de tuyaux quand le flux est perturbé ou modifié dans les réseaux de distribution.

Il n'y a pas de valeurs guides définies pour des constituants influençant la qualité de l'eau qui n'ont pas de lien direct avec des effets toxiques pour la santé.

Normalement, il n'y a pas lieu de réguler ou d'instaurer directement un suivi des substances présentant un risque sanitaire dont les effets sur l'acceptabilité de l'eau devraient normalement entraîner son rejet à des concentrations significativement plus faibles que celles qui sont préoccupantes pour la santé ; il est généralement possible de régler les problèmes liés à ces substances en fixant des critères tels que l'eau soit acceptable pour la majorité des consommateurs. Pour ces substances, une valeur guide formelle n'est habituellement pas déterminée, mais une valeur reposant sur des arguments sanitaires a été définie afin d'orienter le choix des mesures nécessaires quand des problèmes sont rencontrés et, dans certains cas, pour rassurer les autorités sanitaires et les consommateurs sur les possibles risques sanitaires. Les fiches techniques du Chapitre 12 présentent également des informations sur l'acceptabilité. Lorsque des valeurs guides reposant sur des arguments sanitaires ont été attribuées à des produits chimiques, elles sont indiquées dans les tableaux de valeurs guides (voir le Chapitre 8 et l'Annexe 3) par un "C", avec une note de bas de page expliquant que, malgré l'importance de la substance du point de vue sanitaire, l'eau serait normalement rejetée par les consommateurs à des concentrations nettement inférieures à cette valeur. Le suivi de ces substances doit être effectué en réponse aux plaintes des consommateurs.

Le goût et l'odeur peuvent être dus à des contaminants chimiques inorganiques ou organiques ou être dus à des sources et processus biologiques (par exemple, des micro-organismes aquatiques), à la contamination par des produits chimiques de synthèse, à la corrosion ou à des problèmes liés au traitement de l'eau (par exemple, la chloration). Le goût et l'odeur peuvent également être altérés pendant le stockage et la distribution suite à l'activité microbienne.

Le goût et l'odeur de l'eau de boisson peuvent être indicatifs d'une certaine forme de pollution ou d'un dysfonctionnement pendant le traitement ou la distribution de l'eau. Ces paramètres peuvent donc être une indication de la présence de substances potentiellement nocives. La cause doit être étudiée et les autorités sanitaires compétentes doivent être consultées, en particulier si un changement soudain ou important est observé.

Une coloration, une turbidité, la présence de matières particulaires et d'organismes visibles peuvent également être constatées par les consommateurs, suscitant ainsi des inquiétudes relatives à la qualité et à l'acceptabilité d'un approvisionnement en eau de boisson.

10.1 Contaminants d'origine biologique

Il existe une grande diversité d'organismes qui, souvent, n'ont pas d'incidence sur la santé publique mais dont la présence n'est pas souhaitable car ils confèrent à l'eau un goût et une odeur indésirables. Leur présence affecte l'acceptabilité de l'eau et est indicative de défaillances du traitement de l'eau et/ou de l'insuffisance de la maintenance et des réparations du système de distribution.

Actinomycètes et champignons

Les actinomycètes et les champignons peuvent être abondants dans les approvisionnements issus d'eaux de surface, notamment dans les réservoirs, et ils peuvent également croître sur des matériaux non conformes dans le réseau de distribution, par exemple sur le caoutchouc. Ils peuvent produire de la géosmine, du 2-méthylisobornéol et d'autres substances, donnant à l'eau de boisson un goût et une odeur.

Cyanobactéries et algues

Les proliférations de cyanobactéries et d'autres algues dans les réservoirs et les cours d'eau peuvent entraver la coagulation et la filtration, entraînant une coloration et une turbidité de l'eau après filtration. Ces organismes peuvent également produire de la géosmine, du 2-méthylisobornéol et d'autres substances chimiques qui présentent des seuils de détection par le goût dans l'eau de boisson de quelques nanogrammes par litre. Certains autres produits cyanobactériens, les cyanotoxines, ont également une importance sanitaire directe (voir la section 8.5.1), mais la production par les cyanobactéries de substances chimiques impactant le goût ne semble pas liée à la production de cyanotoxines.

Invertébrés¹⁰

Les invertébrés sont naturellement présents dans de nombreuses ressources servant à alimenter l'approvisionnement en eau de boisson et infestent souvent les puits ouverts, peu profonds. Un petit nombre d'invertébrés peut également transiter à travers les installations de traitement de l'eau si les barrières aux matières particulaires ne sont pas complètement efficaces et coloniser les filtres ou le réseau de distribution. Leur mobilité peut leur permettre, ainsi qu'à leurs larves, de pénétrer à travers les filtres dans les installations de traitement et les événements de réservoirs de stockage.

Les types d'invertébrés concernés peuvent être répartis en deux groupes, en termes de stratégie de lutte : premièrement, les organismes nageant librement dans l'eau ou à sa surface, tels que les crustacés *Gammarus pulex* (crevette d'eau douce), *Crangonyx pseudogracilis*, *Cyclops* spp. et *Chydorus sphaericus* ; deuxièmement, les invertébrés se déplaçant sur des surfaces ou ancrés à celles-ci (par exemple, le cloporte d'eau douce [*Asellus aquaticus*], des escargots, la moule zébrée [*Dreissena polymorpha*], d'autres mollusques bivalves et le bryozoaire *Plumatella* sp.) ou vivant dans les boues (par exemple, *Nais* spp., des nématodes et les larves de chironomidés). Par temps chaud, les filtres à sable lents peuvent quelquefois libérer des larves de chironomidés (*Chironomus* et *Culex* spp.) dans l'eau. Dans certaines circonstances, ceux-ci peuvent se reproduire par parthénogenèse (c'est-à-dire reproduction asexuée), ce qui peut exacerber le problème dans les réservoirs de service et les réseaux de distribution.

Un grand nombre de ces invertébrés peuvent survivre en se nourrissant de bactéries, d'algues et de protozoaires présents dans l'eau ou dans la couche muqueuse à la surface des tuyaux et des réservoirs. Peu de réseaux de distribution d'eau sont complètement exempts d'animaux en permanence. Cependant, la densité et la composition des populations d'invertébrés varient considérablement, allant de situations de forte infestation, caractérisées par la présence d'espèces visibles pouvant susciter les plaintes de consommateurs, à des apparitions sporadiques d'espèces microscopiques.

Dans les régions tempérées, la présence d'invertébrés a été en grande partie considérée par les fournisseurs d'eau de boisson des réseaux canalisés comme un problème d'acceptabilité, soit directement,

¹⁰ La présente section est en grande partie tirée du Chapitre 6 du document d'appui *Safe piped water* (Annexe 1).

soit en association avec un changement de couleur. La présence de grandes populations d'invertébrés est indicatrice de niveaux élevés de matières organiques qui peuvent entraîner d'autres problèmes pour la qualité de l'eau, tels qu'une croissance microbienne. Dans les pays tropicaux et subtropicaux, en revanche, il existe des espèces d'invertébrés aquatiques qui servent d'hôtes secondaires à des parasites. Par exemple, le petit crustacé *Cyclops* est l'hôte intermédiaire de la filaire de Médine (*Dracunculus medinensis*) (voir les sections 7.1.1 et 11.4). Cependant, il n'existe pas de preuve de la transmission de la filaire de Médine à partir des réseaux canalisés d'eau de boisson. La présence d'invertébrés dans l'eau de boisson, en particulier s'ils sont visibles, suscite des craintes de la part des consommateurs quant à la qualité de l'approvisionnement en eau de boisson et elle doit être combattue.

La pénétration des invertébrés dans les installations de distribution d'eau et les conduites constitue surtout un problème avec des procédés de filtration rapide, mais des problèmes peuvent apparaître même dans des installations de traitement correctement gérées. Un nettoyage régulier des conduites d'eau par purge et/ou écouvillonnage permet habituellement de combattre l'infestation.

Le traitement des infestations par des invertébrés dans les réseaux de distribution canalisés est exposé de manière détaillée dans le Chapitre 6 du document d'appui *Safe piped water* (Annexe 1).

Bactéries du fer

Dans les eaux contenant des sels ferreux et des sels de manganèse, l'oxydation par des bactéries du fer (ou par exposition à l'air) peut produire des dépôts de couleur rouille sur les parois de récipients, de tuyaux et de canaux ainsi que l'entraînement de dépôts dans l'eau.

10.2 Contaminants d'origine chimique

Aluminium

L'aluminium présent naturellement de même que les sels d'aluminium utilisés comme coagulants dans le traitement de l'eau de boisson sont les principales sources d'aluminium dans l'eau de boisson. La présence d'aluminium à des concentrations supérieures à 0,1-0,2 mg/l entraîne souvent des plaintes de consommateurs suite au dépôt de flocs d'hydroxyde d'aluminium et à l'intensification du changement de couleur de l'eau dû au fer. Il importe donc d'optimiser les procédés de traitement afin de minimiser la présence d'aluminium résiduel dans le réseau de distribution. Dans de bonnes conditions de fonctionnement, des concentrations d'aluminium inférieures à 0,1 mg/l peuvent être obtenues dans de nombreuses circonstances. Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires pour l'aluminium dans l'eau de boisson (voir les sections 8.5.4 et 12.1).

Ammoniac

Le seuil de concentration d'ammoniac détectable par l'odeur à pH alcalin est approximativement de 1,5 mg/l, et un seuil de détection par le goût de 35 mg/l a été suggéré pour le cation ammonium. À ces niveaux, l'ammoniac n'a pas d'effet direct sur la santé et aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'a été proposée (voir les sections 8.5.3 et 12.1). Cependant, l'ammoniac réagit avec le chlore pour réduire le chlore libre et former des chloramines.

Chloramines

Les chloramines, telles que la monochloramine, la dichloramine et la trichloramine (trichlorure d'azote), sont générées par la réaction du chlore avec l'ammoniac. Parmi les chloramines, la monochloramine est le seul désinfectant chloré utile et la gestion de la chloramination vise à minimiser la formation de dichloramine et de trichloramine. Ces dernières, en particulier la trichloramine, sont susceptibles d'entraîner des plaintes liées au goût ou à l'odeur, sauf à de très faibles concentrations.

Pour la monochloramine, ni l'odeur ni le goût n'est détecté à des concentrations comprises entre 0,5 et 1,5 mg/l. Cependant, de légers effets organoleptiques dans cet intervalle ont été signalés, de même que des seuils de détection par l'odeur et le goût de 0,65 et 0,48 mg/l. Pour la dichloramine, les effets organoleptiques entre 0,1 et 0,5 mg/l ont été estimés « faibles » et « acceptables ». Des seuils de détection par l'odeur et le goût de 0,15 et 0,13 mg/l, respectivement, ont été signalés. Un seuil de détection par l'odeur de 0,02 mg/l a été signalé pour la trichloramine (odeur de « géranium »).

Une valeur guide pour la monochloramine a été définie (voir les sections 8.5.4 et 12.1).

Chlore

La plupart des individus sont capables de reconnaître le goût ou l'odeur du chlore dans l'eau de boisson à des concentrations nettement inférieures à 5 mg/l, et certains peuvent le détecter à des niveaux aussi faibles que 0,3 mg/l. Le seuil de détection du chlore par le goût est inférieur à la valeur guide reposant sur des arguments sanitaires fixée à 5 mg/l (voir les sections 8.5.4 et 12.1).

Chlorobenzènes

Des seuils de détection par le goût et l'odeur de 10 à 20 µg/l et des seuils de détection par l'odeur allant de 40 à 120 µg/l ont été signalés pour le monochlorobenzène. Une valeur reposant sur des arguments sanitaires n'a pas été déterminée pour le monochlorobenzène (voir les sections 8.5.2 et 12.1), laquelle serait largement supérieure aux seuils les plus bas détectables par le goût et par l'odeur signalés.

Des seuils de détection par l'odeur de 2 à 10 et de 0,3 à 30 µg/l ont été signalés pour le 1,2- et 1,4-dichlorobenzène, respectivement. Des seuils de détection par le goût de 1 et 6 µg/l ont été signalés pour le 1,2- et 1,4-dichlorobenzène, respectivement. Les valeurs guides reposant sur des arguments sanitaires de 1 mg/l déterminées pour le 1,2-dichlorobenzène et de 0,3 mg/l pour le 1,4-dichlorobenzène (voir les sections 8.5.2 et 12.1) sont largement supérieures aux seuils les plus bas détectables par le goût et par l'odeur pour ces composés.

Des seuils de détection par l'odeur de 10, de 5 à 30 et de 50 µg/l ont été signalés pour le 1,2,3-, 1,2,4- et 1,3,5-trichlorobenzène, respectivement. Un seuil de détection par le goût et l'odeur à la concentration de 30 µg/l a été signalé pour le 1,2,4-trichlorobenzène. Une valeur reposant sur des arguments sanitaires n'a pas été déterminée pour les trichlorobenzènes, celle-ci étant largement supérieure aux seuils les plus bas détectables dans l'eau par le goût et par l'odeur signalés (5 µg/l).

Chlorophénols

Les chlorophénols présentent généralement des seuils de détection par le goût et l'odeur très faibles. Les seuils de détection par le goût dans l'eau pour le 2-chlorophénol, 2,4-dichlorophénol et 2,4,6-trichlorophénol sont 0,1, 0,3 et 2 µg/l, respectivement. Les seuils de détection par l'odeur sont 10, 40 et 300 µg/l, respectivement. Si l'eau contenant du 2,4,6-trichlorophénol n'a pas de goût, il est peu vraisemblable qu'elle présente un risque significatif pour la santé (voir les sections 8.5.4 et 12.1). Les micro-organismes présents

dans les réseaux de distribution peuvent quelquefois méthyler les chlorophénols pour produire des anisoles chlorés, dont le seuil de détection par l'odeur est nettement plus faible.

Chlorure

Des concentrations élevées de chlorure confèrent à l'eau et aux boissons un goût salé. Les seuils de détection de l'ion chlorure par le goût dépendent du cation associé et se situent dans la gamme de 200 à 300 mg/l pour le chlorure de sodium, de potassium et de calcium. Les concentrations supérieures à 250 mg/l seront détectées par le goût par un nombre croissant de consommateurs mais certains d'entre eux peuvent s'habituer au goût conféré par de faibles concentrations de chlorure. Aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'est proposée pour le chlorure dans l'eau de boisson (voir les sections 8.5.1 et 12.1).

Coloration

Idéalement, l'eau de boisson ne devrait pas avoir de coloration manifeste. La coloration de l'eau de boisson est habituellement due à la présence de matière organique colorée (principalement des acides humiques et fulviques) associée à la fraction humique du sol. La coloration est également fortement influencée par la présence de fer et d'autres métaux, qu'il s'agisse d'impuretés naturelles ou de produits de corrosion. Elle peut également résulter de la contamination de la source d'eau par des effluents industriels et peut être le premier indice d'une situation dangereuse. L'origine de la coloration apparaissant dans un approvisionnement en eau de boisson devrait être recherchée en particulier si un changement substantiel s'est produit.

Une majorité de consommateurs peut détecter une coloration au-dessus de 15 unités de couleur vraie (UCV) dans un verre d'eau et des niveaux de couleur inférieurs à 15 UCV sont souvent acceptables. Une coloration intense due au carbone organique naturel (par exemple, aux acides humiques) pourrait également indiquer une forte tendance à la formation de sous-produits de désinfection. Aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'a été proposée pour la coloration de l'eau de boisson.

Cuivre

Le cuivre présent dans un approvisionnement en eau de boisson provient habituellement de l'action corrosive de l'eau libérant celui-ci à partir des tuyaux de cuivre dans des bâtiments. On a démontré que des taux élevés d'oxygène dissous accélèrent la corrosion du cuivre dans certains cas. Les concentrations peuvent varier significativement selon la durée de contact de l'eau avec les tuyaux ; par exemple, il est prévisible que l'eau soutirée en premier aura une concentration de cuivre plus élevée qu'un échantillon collecté après une purge complète des tuyaux. Des concentrations élevées peuvent interférer avec les usages domestiques de l'eau. Une coloration de la faïence sanitaire et du linge peut avoir lieu à des concentrations de cuivre supérieures à 1 mg/l. Au-delà de 5 mg/l, le cuivre confère une couleur à l'eau et un goût amer désagréable. Bien que le cuivre puisse donner un goût à l'eau, il devrait être toléré à la valeur guide reposant sur des arguments sanitaires de 2 mg/l (voir les sections 8.5.4, 12.1 et A5.3 dans l'Annexe 5).

Détergents synthétiques

Dans de nombreux pays, les détergents anioniques de type persistant ont été remplacés par d'autres, plus aisément biodégradables ; dès lors, les niveaux observés dans les sources d'eau ont sensiblement diminué. Il ne faudrait pas laisser la concentration de détergents dans l'eau de boisson atteindre des niveaux entraînant

la formation de mousse ou des problèmes de goût. Toute présence d'un détergent peut indiquer la contamination de l'eau de source par des eaux usées ou l'intrusion de détergents dans le réseau de distribution suite à un refoulement, par exemple.

Dureté

La dureté due au calcium et au magnésium se manifeste habituellement par la formation d'un précipité d'écume de savon et la nécessité d'utiliser plus de savon pour pouvoir nettoyer. Les consommateurs sont capables de percevoir les changements de dureté. L'acceptabilité du degré de dureté de l'eau peut varier considérablement d'une communauté à l'autre. Le seuil de détection par le goût pour l'ion calcium se situe entre 100 et 300 mg/l, suivant l'ion associé, et le seuil de détection par le goût pour l'ion magnésium est probablement plus faible que pour le calcium. Dans certaines circonstances, les consommateurs tolèrent une dureté de l'eau supérieure à 500 mg/l.

Suivant l'interaction avec d'autres facteurs, tels que le pH et l'alcalinité, l'eau présentant une dureté supérieure à environ 200 mg/l peut entraîner la formation d'une croûte dans les installations de traitement, le réseau de distribution, la tuyauterie et les cuves à l'intérieur des bâtiments. Elle entraînera également une consommation élevée de savon puis une formation « d'écume ». Sous l'action de la chaleur, les eaux dures forment des dépôts constituant une croûte de carbonate de calcium. L'eau douce, mais pas nécessairement l'eau adoucie par échange cationique, d'une dureté inférieure à 100 mg/l, peut, en revanche, avoir une faible capacité tampon et donc être plus corrosive pour les conduites d'eau.

Aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'a été proposée pour la dureté de l'eau de boisson (voir le document d'appui *Calcium and magnesium in drinking-water* ; Annexe 1).

Éthylbenzène

L'éthylbenzène a une odeur aromatique ; le seuil de détection par l'odeur dans l'eau signalé est compris entre 2 et 130 µg/l. Le seuil de détection par l'odeur le plus bas signalé est 100 fois inférieur à la valeur guide reposant sur des arguments sanitaires de 0,3 mg/l (voir les sections 8.5.2 et 12.1). Le seuil de détection par le goût varie de 72 à 200 µg/l.

Fer

Les eaux souterraines en anaérobiose peuvent contenir du fer ferreux à des concentrations allant jusqu'à plusieurs milligrammes par litre sans changement de couleur ou de turbidité dans l'eau quand elle est pompée directement à partir d'un puits. Cependant, quand il est exposé à l'air, le fer ferreux s'oxyde en fer ferrique conférant alors une coloration rouge-bun indésirable à l'eau.

Le fer stimule également la croissance de « bactéries du fer » qui tirent leur énergie de l'oxydation du fer ferreux en fer ferrique et déposent, au cours de ce processus, une couche muqueuse sur la tuyauterie. À des niveaux supérieurs à 0,3 mg/l, le fer colore le linge et la robinetterie. Un goût de fer n'est habituellement pas perceptible à des concentrations inférieures à 0,3 mg/l, bien qu'il puisse y avoir un développement de la turbidité et de la coloration. Aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'a été proposée pour le fer (voir les sections 8.5.4 et 12.1).

Huiles de pétrole

Les huiles de pétrole peuvent engendrer un certain nombre d'hydrocarbures de faible poids moléculaire dont les seuils de détection par l'odeur dans l'eau de boisson sont faibles. Le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes (BTEX) sont traités séparément dans la présente section, car des valeurs guides reposant sur des arguments sanitaires ont été déterminées pour ces produits chimiques. Cependant, un certain nombre d'autres hydrocarbures, en particulier les alkylbenzènes tels que le triméthylbenzène, peuvent conférer à l'eau une odeur de gazole très désagréable, à des concentrations de quelques microgrammes par litre. L'expérience montre que le seuil de détection par le goût pour un mélange d'hydrocarbures aromatiques de faible poids moléculaire est inférieur au seuil de détection de ces substances considérées séparément. Le gazole est une source particulièrement riche en ces substances.

Manganèse

À des niveaux excédant 0,1 mg/l, le manganèse présent dans les approvisionnements en eau peut conférer un goût indésirable aux boissons et colore la faïence sanitaire et le linge. La présence de manganèse dans l'eau de boisson, comme celle de fer, peut entraîner l'accumulation de dépôts dans le réseau de distribution. Des concentrations inférieures à 0,1 mg/l sont habituellement acceptables pour les consommateurs. Même à une concentration de 0,2 mg/l, le manganèse formera souvent sur les tuyaux une gangue qui peut se détacher sous forme d'un précipité noir. La valeur reposant sur des arguments sanitaires de 0,4 mg/l pour le manganèse est plus élevée que le seuil d'acceptabilité de 0,1 mg/l (voir les sections 8.5.1 et 12.1). Cependant, dans certaines conditions, le manganèse peut être présent à des concentrations supérieures à 0,1 mg/l et peut rester en solution pendant une période plus longue par rapport à sa solubilité habituelle dans la plupart des eaux de boisson.

Matières solides totales dissoutes

La saveur de l'eau dont le niveau de matières solides totales dissoutes (TDS) est inférieur à environ 600 mg/l est généralement considérée comme bonne ; l'eau de boisson devient significativement et progressivement imbuvable quand les niveaux de TDS dépassent environ 1000 mg/l. La présence de niveaux élevés de TDS peut susciter des plaintes parmi les consommateurs, suite à un encroûtement excessif dans les conduites, les radiateurs, les chaudières et les appareils domestiques. Aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'a été proposée pour les TDS (voir les sections 8.5.1 et 12.1).

Oxygène dissous

Le contenu en oxygène dissous de l'eau est influencé par la source, la température de l'eau brute, le traitement et les processus chimiques et biologiques qui se produisent dans le réseau de distribution. Un appauvrissement en oxygène dissous des approvisionnements en eau peut stimuler la réduction microbienne des nitrates en nitrites et des sulfates en sulfures. Il peut également entraîner une augmentation de la concentration de fer ferreux en solution avec, par la suite, un changement de coloration au robinet quand l'eau est aérée. Aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'est recommandée. Cependant des niveaux très élevés d'oxygène dissous peuvent stimuler la corrosion des tuyaux métalliques.

pH et corrosion

Bien que le pH n'ait pas habituellement un impact direct sur les consommateurs, c'est un des paramètres opérationnels les plus importants de la qualité de l'eau. Il faut veiller attentivement à réguler le pH à tous les

stades de traitement de l'eau pour garantir une clarification et une désinfection satisfaisantes de l'eau (voir le document d'appui *Safe piped water* ; Annexe 1). Pour une désinfection efficace avec le chlore, le pH devrait être de préférence inférieur à 8 ; cependant, une eau de pH plus faible (approximativement pH 7 ou moins) sera vraisemblablement plus corrosive. Le pH de l'eau entrant dans le réseau de distribution doit être régulé pour minimiser la corrosion des conduites d'eau et des tuyaux dans les réseaux domestiques de distribution d'eau. La maîtrise de l'alcalinité et de la teneur en calcium contribue également à la stabilité de l'eau et détermine son agressivité envers les tuyaux et les accessoires. Des mesures insuffisantes pour minimiser la corrosion peuvent entraîner une contamination de l'eau de boisson et une altération de son goût et de son aspect. Le pH optimal requis variera suivant les approvisionnements en fonction de la composition de l'eau et de la nature des matériaux de construction utilisés dans le réseau de distribution, mais il sera habituellement compris entre 6.5 et 8.5 (voir la section 8.4.3). Des valeurs extrêmes de pH peuvent être dues à des déversements accidentels, des défaillances du traitement et des revêtements de conduites en mortier de ciment insuffisamment durcis ou appliqués quand l'alcalinité de l'eau est faible. Aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'a été proposée pour le pH (voir la section 12.1).

Sodium

Le seuil de concentration du sodium dans l'eau qui est détectable par le goût dépend de l'anion associé et de la température de la solution. À température ambiante, le seuil moyen de détection pour le sodium est d'environ 200 mg/l. Aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'a été déterminée (voir les sections 8.5.1 et 12.1), car la contribution de l'eau de boisson à l'ingestion journalière de sodium est faible.

Styrène

Le styrène a une odeur sucrée/écœurante et les seuils de détection pour le styrène dans l'eau sont compris entre 0,004 et 2,6 mg/l, suivant la température. Le styrène peut donc être détecté dans l'eau à des concentrations inférieures à sa valeur guide reposant sur des arguments sanitaires de 0,02 mg/l (voir les sections 8.5.2 et 12.1).

Sulfate

La présence de sulfates dans l'eau de boisson peut lui conférer un goût perceptible et, à des niveaux très élevés, les sulfates peuvent avoir un effet laxatif chez des consommateurs non habitués. L'altération du goût varie avec la nature du cation associé ; les seuils de détection par le goût vont de 250 mg/l pour le sulfate de sodium à 1000 mg/l pour le sulfate de calcium. On considère généralement que l'altération du goût est minimale à des niveaux inférieurs à 250 mg/l. Aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'a été déterminée pour les sulfates (voir les sections 8.5.1 et 12.1).

Sulfure d'hydrogène

Les seuils de détection par le goût et l'odeur pour le sulfure d'hydrogène dans l'eau sont estimés entre 0,05 and 0,1 mg/l. L'odeur « d'œufs pourris » du sulfure d'hydrogène est particulièrement perceptible dans certaines eaux souterraines et l'eau de boisson stagnant dans le réseau de distribution, suite à un appauvrissement en oxygène suivi de la réduction des sulfates par l'activité bactérienne.

Le sulfure est rapidement oxydé en sulfate dans l'eau bien aérée ou chlorée et les niveaux de sulfure d'hydrogène dans les approvisionnements en eau bien aérés sont normalement très faibles. La présence de

sulfure d'hydrogène dans l'eau de boisson peut être aisément détectée par le consommateur et nécessite une mesure corrective immédiate. Il est peu vraisemblable qu'une personne absorbe une dose nocive de sulfure d'hydrogène via l'eau de boisson ; dès lors, une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'a pas été déterminée pour ce composé (voir les sections 8.5.1 et 12.1).

Toluène

Le toluène a une odeur douceâtre et pénétrante, de type benzène. Le seuil de détection par le goût signalé varie entre 0,04 et 0,12 mg/l. Le seuil de détection par l'odeur signalé pour le toluène dans l'eau varie entre 0,024 et 0,17 mg/l. Le toluène peut donc affecter l'acceptabilité de l'eau à des concentrations inférieures à sa valeur guide reposant sur des arguments sanitaires de 0,7 mg/l (voir les sections 8.5.2 et 12.1).

Turbidité

La turbidité, généralement exprimée en unités de turbidité néphélobométriques (UTN), décrit le trouble de l'eau provoqué par des particules en suspension (par exemple, l'argile et les limons), des précipités chimiques (par exemple, le manganèse et le fer), des particules organiques (par exemple, des débris de plantes) et des organismes. La turbidité peut être due à la mauvaise qualité de l'eau de source, à un mauvais traitement et, dans les réseaux de distribution, au remaniement de sédiments et de biofilms ou à l'intrusion d'eau souillée par des fissures dans le réseau et autres déficiences. À des niveaux élevés, la turbidité peut entraîner une coloration des matériaux, de la robinetterie et des vêtements exposés pendant le lavage, et interférer en outre avec l'efficacité des procédés de traitement (voir les Tableaux 7.7 et 7.8 dans le Chapitre 7).

L'augmentation de la turbidité réduit la clarté de l'eau et donc la transmission de la lumière. En-dessous de 4 UTN, la turbidité ne peut être détectée qu'en utilisant des instruments, mais à 4 UTN ou plus, une suspension laiteuse, boueuse, brun-rougeâtre ou noire est visible. Les grands approvisionnements municipaux doivent produire en permanence de l'eau dépourvue de turbidité visible (et devraient être capables d'atteindre 0,5 UTN avant désinfection à tout moment et 0,2 UTN en moyenne ou moins). Cependant, de petits approvisionnements, en particulier lorsque leurs ressources sont limitées, peuvent ne pas être en mesure d'atteindre ces niveaux.

Une turbidité visible réduit l'acceptabilité de l'eau de boisson. Bien que la plupart des particules qui contribuent à la turbidité n'aient pas d'impact sur la santé (même si elles peuvent être indicatrices de la présence de contaminants chimiques et microbiens dangereux), de nombreux consommateurs associent la turbidité à la sécurité sanitaire et considèrent qu'une eau trouble est impropre à la consommation. Cette réaction est exacerbée quand les consommateurs ont été habitués à recevoir une eau filtrée de grande qualité. Si les consommateurs perdent confiance dans l'approvisionnement en eau de boisson, ils peuvent boire moins d'eau ou utiliser une eau moins trouble qui peut ne pas être sûre. Toutes les plaintes concernant une turbidité inattendue devraient toujours faire l'objet d'une investigation car elles peuvent refléter des dysfonctionnements et des déficiences dans les réseaux de distribution.

Pour plus d'informations, voir *Turbidity: information for regulators and operators of water supplies* (Annexe 1).

Xylènes

Des concentrations de xylènes de l'ordre de 0,3 mg/l induisent un goût et une odeur détectables. Le seuil de détection par l'odeur signalé pour les isomères de xylène dans l'eau est situé entre 0,02 et 1,8 mg/l. Le seuil

de détection par l'odeur le plus faible est bien inférieur à la valeur guide reposant sur des arguments sanitaires de 0,5 mg/l pour les xylènes (voir les sections 8.5.2 et 12.1).

Zinc

Le zinc confère un goût astringent indésirable à l'eau à une concentration seuil d'environ 4 mg/l (sous forme de sulfate de zinc). L'eau contenant du zinc à des concentrations supérieures à 3–5 mg/l peut apparaître opalescente et former un film grassex quand elle est portée à ébullition. Bien que l'eau de boisson contienne rarement du zinc à des concentrations supérieures à 0,1 mg/l, les niveaux dans l'eau du robinet peuvent être nettement plus élevés à cause du zinc présent dans les matériaux galvanisés plus anciens utilisés en plomberie ; cette présence peut constituer un indicateur d'une teneur élevée en cadmium, également contenu dans de tels matériaux anciens. Aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'a été proposée pour le zinc dans l'eau de boisson (voir les sections 8.5.4 et 12.1).

10.3 Traitement des problèmes de goût, d'odeur et d'aspect

Dans de nombreux cas, les problèmes d'aspect seront évités en optimisant les procédés conventionnels tels que la coagulation, la sédimentation et la chloration. Cependant, si un traitement spécifique est considéré comme nécessaire, des techniques telles que l'aération, l'utilisation de charbon actif granulaire ou en poudre et l'ozonation sont généralement efficaces pour éliminer les produits chimiques organiques et certains produits chimiques inorganiques, comme le sulfure d'hydrogène, conférant à l'eau des goûts et des odeurs (voir l'Annexe 5).

Les goûts et les odeurs dus aux désinfectants sont le mieux maîtrisés par une bonne conduite du procédé de désinfection et du prétraitement destiné à éliminer les précurseurs.

Le manganèse peut être éliminé par chloration suivie d'une filtration. Les techniques destinées à éliminer le sulfure d'hydrogène sont notamment l'aération, le charbon actif granulaire, la filtration et l'oxydation. L'ammoniac peut être éliminé par nitrification biologique. L'adoucissement par précipitation et l'échange cationique permettent de réduire la dureté. Il est généralement difficile d'éliminer par un traitement d'autres produits chimiques inorganiques responsables de goût et d'odeur, comme les chlorures et les sulfates (voir le document d'appui *Chemical safety of drinking-water* ; Annexe 1).

10.4 Température

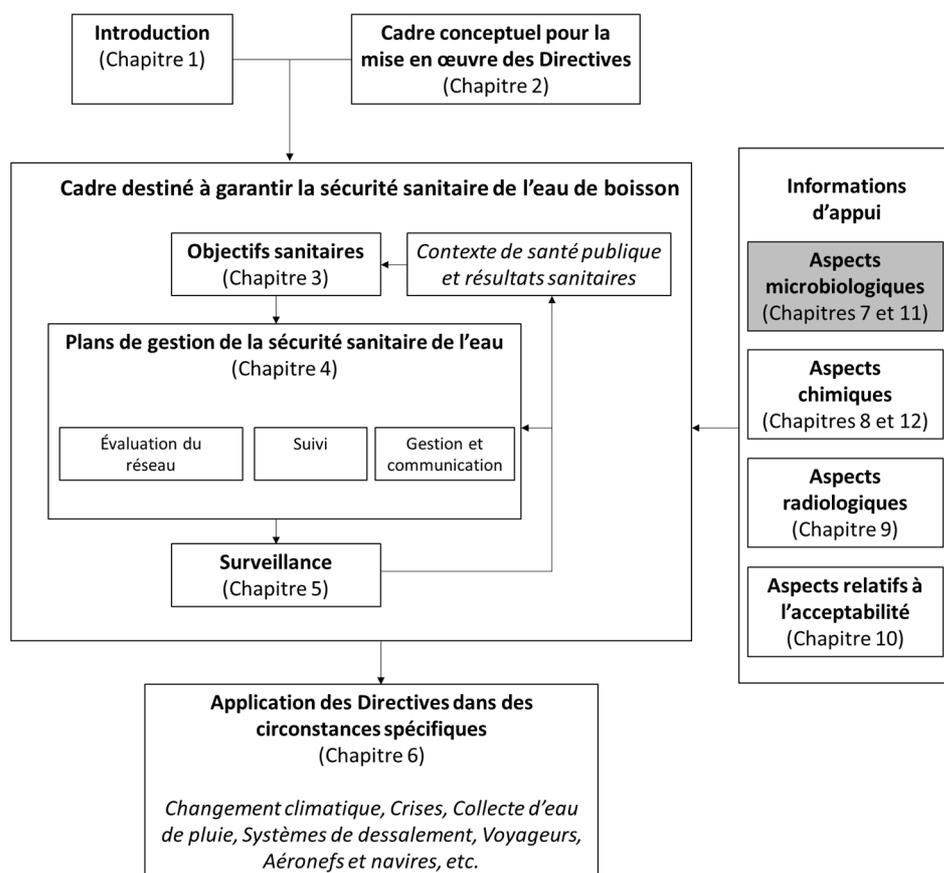
L'eau froide est généralement plus appréciée que l'eau chaude et la température aura un impact sur l'acceptabilité d'un certain nombre de constituants inorganiques et de contaminants chimiques qui peuvent affecter le goût. Une température élevée de l'eau stimule la croissance des micro-organismes et peut accroître les problèmes liés au goût, à l'odeur, à la coloration et à la corrosion.

11. Fiches techniques – Micro-organismes

Les présentes fiches techniques concernent les agents potentiellement pathogènes transmis par l'eau ainsi que les micro-organismes indicateurs.

Les micro-organismes potentiellement pathogènes transmis par l'eau sont notamment :

- les bactéries, virus, protozoaires et helminthes figurant dans le Tableau 7.1 et la Figure 7.1 ;
- des organismes potentiellement pathogènes émergents, notamment *Helicobacter pylori*, *Tsukamurella*, *Isospora belli* et des microsporidies, pour lesquels la transmission par l'eau est vraisemblable mais non confirmée ;
- des cyanobactéries dangereuses.



Les effets sur la santé humaine dus à la transmission par l'eau vont de la gastro-entérite à la diarrhée grave et quelquefois létale, la dysenterie, l'hépatite et la fièvre typhoïde. L'eau contaminée peut être la source d'importantes flambées de maladies, notamment des flambées de choléra, de dysenterie et de cryptosporidiose ; cependant, pour la majorité des agents pathogènes transmis par l'eau, il existe d'autres sources importantes d'infection, telles que le contact de personne à personne et la nourriture.

La plupart des agents pathogènes transmis par l'eau sont introduits dans les approvisionnements en eau de boisson via les excréments humains ou animaux, ne se développent pas dans l'eau et initient l'infection dans le tractus gastro-intestinal après ingestion. Cependant, *Legionella*, des mycobactéries atypiques, *Burkholderia pseudomallei*, *Acanthamoeba* spp. et *Naegleria fowleri* sont des organismes présents dans l'environnement qui peuvent se développer dans l'eau et le sol. Outre l'ingestion, d'autres voies de transmission sont, entre autres, l'inhalation, entraînant des infections du tractus respiratoire (par exemple, *Legionella*, des mycobactéries atypiques), et le contact, entraînant des infections en divers sites tels la peau et le cerveau (par exemple, *Naegleria fowleri*, *Burkholderia pseudomallei*).

Parmi l'ensemble des agents pathogènes, l'helminthe *Dracunculus medinensis* présente la particularité d'être le seul qui soit exclusivement transmis par l'eau de boisson.

Les fiches techniques sur les agents pathogènes potentiels incluent des informations concernant les effets sur la santé humaine, les sources et la distribution, les voies de transmission et l'importance pour l'eau de boisson en tant que source d'infection. Les fiches techniques sur les micro-organismes pouvant être utilisés comme indicateurs de l'efficacité des mesures de maîtrise des risques ou de la présence potentielle de micro-organismes pathogènes fournissent des informations sur la valeur de l'indicateur, la source et la distribution, la détection et son importance.

11.1 Bactéries pathogènes

La plupart des bactéries pathogènes potentiellement transmises par l'eau infectent le tractus gastro-intestinal et sont excrétées dans les fèces d'humains et d'animaux infectés. Cependant, certaines bactéries pathogènes transmises par l'eau, telles que *Legionella*, *Burkholderia pseudomallei* et des mycobactéries atypiques, peuvent se développer dans l'eau et le sol. Ces bactéries sont notamment transmises par inhalation et par contact (bains), et elles infectent le tractus respiratoire, des lésions cutanées ou le cerveau.

Acinetobacter

Description générale

Les *Acinetobacter* spp. sont des coccobacilles (bâtonnets courts et gros) à Gram négatif, oxydase négatifs, non mobiles. Étant donné les difficultés de détermination des différentes espèces et des différents biovars, le terme « complexe *Acinetobacter calcoaceticus baumannii* » est utilisé dans certaines classifications pour couvrir tous les sous-groupes de cette espèce, tels que *A. baumannii*, *A. iwoffii* et *A. junii*.

Effets sur la santé humaine

Les *Acinetobacter* spp. sont habituellement des organismes commensaux, mais ils peuvent occasionnellement provoquer des infections, principalement chez des personnes vulnérables dans les hôpitaux. Ce sont des agents pathogènes opportunistes qui peuvent provoquer des infections du tractus urinaire, des pneumonies, des bactériémies, des méningites secondaires et infecter des blessures. Ces maladies sont favorisées par des facteurs tels que des tumeurs malignes, des brûlures, des opérations chirurgicales importantes et un affaiblissement du système immunitaire (chez les nouveau-nés et les personnes âgées, par exemple). L'apparition et la propagation rapide de souches multi-résistantes du complexe *A. calcoaceticus baumannii*, responsables d'infections nosocomiales, sont préoccupantes dans les établissements de santé.

Source et distribution

Les *Acinetobacter* spp. sont souvent présents dans le sol, l'eau et les eaux usées. *Acinetobacter* a été isolé dans 97 % d'échantillons d'eaux de surface naturelles, avec des concentrations allant jusqu'à 100 germes/ml. Ces organismes peuvent représenter 1,0 à 5,5 % du nombre de bactéries hétérotrophes (NBH) dans les échantillons d'eau de boisson et ils ont été isolés dans 5 à 92 % d'échantillons d'eau de distribution. Lors d'une étude menée aux États-Unis d'Amérique (USA), des *Acinetobacter* spp. ont été détectés dans 38 % des eaux souterraines alimentant des approvisionnements avec une densité moyenne de 8 germes/100 ml. L'étude a également montré que la production de mucus, un facteur de virulence de *A. calcoaceticus*, n'était

pas significativement différente selon qu'il s'agissait d'isolats d'eau de puits ou de souches cliniques, suggérant un certain potentiel pathogène pour les souches isolées d'eaux souterraines. Les *Acinetobacter* spp. font partie de la microflore naturelle de la peau et occasionnellement du tractus respiratoire d'individus sains.

Voies d'exposition

La plupart des flambées d'infections hospitalières ont vraisemblablement pour origine des sources environnementales au sein des hôpitaux et la transmission de personne à personne. L'infection est le plus fréquemment associée à un contact avec des blessures et des brûlures ou à une inhalation chez des individus vulnérables. Chez les patients présentant une bactériémie à *Acinetobacter*, les cathéters intraveineux ont également été identifiés comme source d'infection. Des flambées d'infections ont également été associées à des bains-marie et à des humidificateurs. L'ingestion n'est pas une source d'infection habituelle.

Importance pour l'eau de boisson

Bien que des *Acinetobacter* spp. soient souvent détectés dans les approvisionnements en eau de boisson traitée, l'association entre la présence de *Acinetobacter* spp. dans l'eau de boisson et des maladies cliniques n'a pas été confirmée. L'infection gastro-intestinale par ingestion de *Acinetobacter* spp. présents dans l'eau de boisson au sein de la population générale n'a pas été démontrée. Cependant, la transmission d'infections non gastro-intestinales par l'eau de boisson est possible chez des individus vulnérables, en particulier dans des structures comme les établissements de santé et les hôpitaux. Comme évoqué dans le Chapitre 6, des plans spécifiques de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau devraient être élaborés pour des bâtiments, tels que les hôpitaux et autres établissements de santé. Ces plans doivent prendre en compte les sensibilités particulières des occupants. Les *Acinetobacter* spp. sont sensibles aux désinfectants tels que le chlore et ils seront peu nombreux en présence d'un désinfectant résiduel. Les mesures de maîtrise des risques qui permettent de limiter la croissance des bactéries dans les réseaux de distribution comprennent un traitement destiné à optimiser l'élimination du carbone organique, la réduction du temps de séjour de l'eau dans les réseaux de distribution et le maintien de concentrations résiduelles de désinfectant. Les *Acinetobacter* spp. sont détectés par numération des bactéries hétérotrophes (NBH) qui, confrontée aux variations des concentrations résiduelles de désinfectant, permet de repérer les conditions favorisant la croissance de ces organismes. Cependant, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) ne peut être utilisé comme indicateur de la présence/absence de *Acinetobacter* spp.

Bibliographie sélective

- Bartram J et al., eds (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: The significance of HPCs for water quality and human health*. London, IWA Publishing (WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series).
- Bergogne-Berezin E, Towner KJ (1996) *Acinetobacter* as nosocomial pathogens: Microbiological, clinical and epidemiological features. *Clinical Microbiology Reviews*, 9:148–165.
- Bifulco JM, Shirey JJ, Bissonnette GK (1989) Detection of *Acinetobacter* spp. in rural drinking water supplies. *Applied and Environmental Microbiology*, 55:2214–2219.
- Jellison TK, McKinnon PS, Rybak MJ (2001) Epidemiology, resistance and outcomes of *Acinetobacter baumannii* bacteremia treated with imipenem-cilastatin or ampicillin-sulbactam. *Pharmacotherapy*, 21:142–148.

Rusin PA et al. (1997) Risk assessment of opportunistic bacterial pathogens in drinking-water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 152:57–83.

Aeromonas

Description générale

Les *Aeromonas* spp. sont des bacilles à Gram négatif, non sporulants, anaérobies facultatifs, appartenant à la famille des Vibrionaceae. Ils présentent de nombreuses similitudes avec les Enterobacteriaceae. Le genre est subdivisé en deux groupes. Le groupe des *Aeromonas* psychrophiles non mobiles ne comprend qu'une espèce, *A. salmonicida*, agent pathogène obligatoire infectant les poissons dont il ne sera pas question ici. Le groupe des *Aeromonas* mésophiles mobiles (un seul flagelle polaire) est considéré comme potentiellement dangereux pour la santé humaine et comprend les espèces *A. hydrophila*, *A. caviae*, *A. veronii* subsp. *sobria*, *A. jandaei*, *A. veronii* subsp. *veronii* et *A. schubertii*. Ces bactéries font partie de la flore normale d'eau douce et sont présentes dans l'eau, le sol et de nombreux aliments, en particulier la viande et le lait.

Effets sur la santé humaine

Les *Aeromonas* spp. peuvent provoquer des infections chez l'homme, notamment des septicémies, en particulier chez les personnes immunodéprimées, des infections de blessures et des infections du tractus respiratoire. Certains ont affirmé que les *Aeromonas* spp. pouvaient provoquer des maladies gastro-intestinales, mais les preuves épidémiologiques ne sont pas cohérentes. Bien que les *Aeromonas* spp. produisent une grande quantité de toxines in vitro, ils n'ont pas jusqu'à présent provoqué de diarrhée dans des essais sur animaux ou chez des volontaires humains.

Source et distribution

Les *Aeromonas* spp. sont présents dans l'eau, le sol et les aliments, notamment la viande, le poisson et le lait. Les *Aeromonas* spp. sont généralement aisément détectés dans la plupart des eaux douces et ils ont été trouvés dans de nombreux approvisionnements en eau de boisson traitée, principalement suite à une reprise de croissance dans les réseaux de distribution. Les facteurs qui affectent la présence de *Aeromonas* spp. dans l'eau des réseaux de distribution ne sont pas totalement élucidés, mais on a montré que le contenu en matière organique, la température, le temps de séjour de l'eau dans le réseau de distribution et la présence de chlore résiduel influençaient l'importance des populations.

Voies d'exposition

Un lien a été établi entre l'infection de blessures et le contact avec un sol contaminé ou des activités liées à l'eau telles que natation, plongée et pêche. De telles infections de blessures peuvent entraîner des septicémies. Chez des individus immunodéprimés, une septicémie peut être provoquée par des *Aeromonas* présents dans leur propre tractus gastro-intestinal.

Importance pour l'eau de boisson

Même si des *Aeromonas* spp. sont fréquemment isolés à partir de l'eau de boisson, l'ensemble des données factuelles n'apporte pas de preuve suffisante de la transmission par l'eau. Les analyses de l'acide désoxyribonucléique (ADN) montrent que les *Aeromonas* généralement observés dans l'eau de boisson n'appartiennent pas aux mêmes groupes d'homologie que les souches associées à des cas de gastro-entérites. La présence de *Aeromonas* spp. dans les approvisionnements en eau de boisson est généralement perçue comme une nuisance. Leur pénétration dans les réseaux de distribution peut être limitée en utilisant des procédés de désinfection appropriés. Les mesures de maîtrise des risques qui permettent de limiter la croissance des bactéries dans les réseaux de distribution sont notamment les traitements destinés à optimiser l'élimination du carbone organique, la réduction du temps de séjour de l'eau dans les réseaux de distribution et le maintien de concentrations résiduelles de désinfectant. Les *Aeromonas* spp. sont détectés par numération des bactéries hétérotrophes (NBH) qui, confrontée aux variations des concentrations résiduelles de désinfectant, permet de repérer les conditions favorisant la croissance de ces organismes. Cependant, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) ne peut être utilisé comme indicateur de la présence/absence de *Aeromonas* spp.

Bibliographie sélective

Bartram J et al., eds (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: The significance of HPCs for water quality and human health*. London, IWA Publishing (WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series).

Borchardt MA, Stemper ME, Standridge JH (2003) *Aeromonas* isolates from human diarrheic stool and groundwater compared by pulsed-field gel electrophoresis. *Emerging Infectious Diseases*, 9:224–228.

WHO (2002) *Aeromonas*. In: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Geneva, World Health Organization.

Burkholderia pseudomallei

Description générale

Burkholderia pseudomallei est un bacille à Gram négatif, fréquemment rencontré dans le sol et l'eau chargée en boues, surtout dans les régions tropicales telles que le nord de l'Australie et l'Asie du sud-est. Il s'agit d'un organisme acido-tolérant qui survit dans l'eau pendant des périodes prolongées en absence de nutriments.

Effets sur la santé humaine

Burkholderia pseudomallei peut provoquer la mélioïdose qui est endémique au nord de l'Australie et dans d'autres régions tropicales. La manifestation clinique la plus courante est une pneumonie, qui peut être létale. Dans certaines de ces régions, la mélioïdose est la cause la plus courante de pneumonie acquise en communauté. Des cas sont observés toute l'année mais le pic est atteint durant la saison des pluies. De nombreux patients présentent des formes modérées de pneumonie qui répondent bien aux antibiotiques appropriés mais certains individus peuvent présenter une pneumonie septicémique grave. Parmi les autres symptômes, on peut citer des abcès ou ulcères cutanés, des abcès dans les organes internes et des maladies

neurologiques inhabituelles, telles que l'encéphalite du tronc cérébral et une paraplégie aiguë. Bien que la mélioïdose puisse affecter des enfants et des adultes sains, elle est principalement observée chez des personnes dont les mécanismes de défense contre l'infection sont altérés par une pathologie sous-jacente ou un mauvais état de santé général lié à une alimentation insuffisante ou à des conditions de vie difficiles.

Source et distribution

Cet organisme est principalement observé dans les régions tropicales, généralement dans le sol ou l'eau boueuse accumulée à sa surface. À partir de là, il peut pénétrer dans des sources d'eau brute ainsi que dans des approvisionnements en eau de boisson. Le nombre d'organismes représentant un seuil de risque significatif d'infection dans l'eau de boisson est inconnu.

Voies d'exposition

La plupart des infections ont lieu par contact de l'eau contaminée avec des coupures ou éraflures cutanées. En Asie du sud-est, les rizières peuvent contribuer de manière significative aux infections. Celles-ci peuvent également se propager par d'autres voies, notamment par inhalation ou par ingestion. L'importance relative de ces voies d'infection est inconnue.

Importance pour l'eau de boisson

Lors de deux flambées de mélioïdose en Australie, des isolats non distinguables de *B. pseudomallei* ont été cultivés à partir d'individus infectés et à partir de l'approvisionnement en eau. La détection de ces organismes dans l'un des approvisionnements en eau de boisson faisait suite au remplacement de conduites d'eau et à une défaillance de la chloration tandis que le second approvisionnement n'avait pas été traité au chlore. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques qui devraient assurer une protection efficace contre cet organisme comprennent l'application d'un traitement dont l'efficacité a été établie et des procédés de désinfection de l'eau de boisson couplée à la protection du réseau de distribution contre les contaminations, notamment lors des réparations et de la maintenance. Le nombre de bactéries hétérotrophes (NBH) et la concentration résiduelle de désinfectant, en tant que mesures de l'efficacité du traitement de l'eau et de l'application de procédures appropriées pour la réparation des conduites, pourraient constituer des indications sur le niveau de protection contre *B. pseudomallei*. En raison de la présence de *B. pseudomallei* dans l'environnement, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur approprié de la présence/absence de cet organisme.

Bibliographie sélective

Ainsworth R, ed. (2004) *Safe piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems*. IWA Publishing, London, for the World Health Organization, Geneva.

Currie BJ (2000) The epidemiology of melioidosis in Australia and Papua New Guinea. *Acta Tropica*, 74:121–127.

Currie BJ et al. (2001) A cluster of melioidosis cases from an endemic region is clonal and is linked to the water supply using molecular typing of *Burkholderia pseudomallei* isolates. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 65:177–179.

Inglis TJJ et al. (2000) Outbreak strain of *Burkholderia pseudomallei* traced to water treatment plant. *Emerging Infectious Diseases*, 6:56–59.

Campylobacter

Description générale

Les *Campylobacter* spp. sont des bâtonnets spiralés incurvés à Gram négatif, micro-aérophiles (besoin d'une faible teneur en oxygène) et capnophiles (besoin d'une teneur élevée en dioxyde de carbone), dotés d'un seul flagelle polaire dépourvu de gaine. Les *Campylobacter* spp. comptent parmi les agents de gastro-entérite aigüe les plus importants dans le monde. *Campylobacter jejuni* est l'espèce la plus fréquemment isolée chez des individus présentant une diarrhée aigüe alors que *C. coli*, *C. laridis* et *C. fetus* ont également été isolés dans une petite proportion de cas. Deux genres relativement proches, *Helicobacter* et *Archobacter*, comprennent des espèces précédemment classées comme *Campylobacter* spp.

Effets sur la santé humaine

Une caractéristique importante de *C. jejuni* est son infectiosité relativement élevée comparativement à d'autres bactéries pathogènes. Il suffit de 1000 organismes pour provoquer une infection. La plupart des infections symptomatiques se produisent chez les nourrissons ou les jeunes enfants. La période d'incubation est habituellement de 2 à 4 jours. Les symptômes cliniques d'une infection par *C. jejuni* se caractérisent par une douleur abdominale, une diarrhée (avec des selles sanguinolentes ou non et contenant ou non des leucocytes), des vomissements, des frissons et de la fièvre. La guérison est spontanée et l'infection disparaît après 3 à 7 jours. Des récidives peuvent se produire chez 5 à 10 % des individus non traités. Les autres manifestations cliniques d'infections à *C. jejuni* chez l'homme comprennent l'arthrite réactive et la méningite. Plusieurs documents indiquent une association entre une infection par *C. jejuni* et le syndrome de Guillain-Barré, une maladie démyélinisante aigüe des nerfs périphériques.

Source et distribution

Les *Campylobacter* spp. sont présents dans divers environnements. Les animaux sauvages et domestiques, en particulier la volaille, les oiseaux sauvages et le bétail sont d'importants réservoirs. Les animaux domestiques et autres animaux peuvent également être des réservoirs. La nourriture, notamment la viande et le lait non pasteurisé, sont des sources importantes d'infections à *Campylobacter*. L'eau est également une source importante. La présence de ces organismes dans les eaux de surface est fortement dépendante de la pluie, de la température de l'eau et de la présence de gibier d'eau.

Voies d'exposition

La plupart des infections à *Campylobacter* sont décrites comme étant de nature sporadique, la nourriture étant considérée comme une source courante d'infection. La transmission à l'homme se produit généralement par consommation de produits animaux. La viande, en particulier les produits avicoles, et le lait non pasteurisé sont d'importantes sources d'infection. Des approvisionnements en eau de boisson contaminés ont été identifiés comme source de flambées. Le nombre de cas lors de ces flambées allait de quelques-uns à plusieurs milliers, les sources comprenant des approvisionnements en eaux de surface non

chlorées ou chlorées de manière inappropriée ainsi qu'une contamination fécale des réservoirs de stockage de l'eau par des oiseaux sauvages.

Importance pour l'eau de boisson

Des approvisionnements en eau de boisson contaminés ont été identifiés comme étant une source importante de flambées de campylobactériose. La détection de flambées et de cas en lien avec l'eau est en augmentation. La transmission par l'eau a été confirmée par l'isolement de souches identiques à partir de patients et de l'eau de boisson qu'ils avaient consommée. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques pouvant être appliquées à la gestion des risques potentiels liés à *Campylobacter* spp. sont la protection des approvisionnements en eau brute contre les déchets humains et animaux, un traitement approprié et la protection de l'eau pendant la distribution. Les réserves d'eau traitée et désinfectée doivent être protégées contre les excréments des oiseaux. Les *Campylobacter* spp. sont des agents pathogènes transmis par les excréments et ne sont pas particulièrement résistants à la désinfection. Donc, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) est un indicateur approprié de la présence/absence de *Campylobacter* spp. dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

Frost JA (2001) Current epidemiological issues in human campylobacteriosis. *Journal of Applied Microbiology*, 90:85S–95S.

Koenraad PMFJ, Rombouts FM, Notermans SHW (1997) Epidemiological aspects of thermophilic *Campylobacter* in water-related environments: A review. *Water Environment Research*, 69:52–63.

Kuroki S et al. (1991) Guillain-Barré syndrome associated with *Campylobacter* infection. *Pediatric Infectious Diseases Journal*, 10:149–151.

Enterobacter sakazakii

Description générale

Enterobacter sakazakii est une bactérie mobile, en forme de bâtonnet, à Gram négatif, non sporulante, qui a été observée comme contaminant dans les préparations pour nourrissons. Les *Enterobacter* spp. sont biochimiquement similaires à *Klebsiella* ; cependant, contrairement à *Klebsiella*, *Enterobacter* est ornithine positif. *Enterobacter sakazakii* s'est avéré plus résistant au stress osmotique et hydrique que d'autres membres de la famille des Enterobacteriaceae.

Effets sur la santé humaine

Enterobacter sakazakii a été mis en lien avec des cas sporadiques ou de petites flambées de septicémie, méningite, cérébrite et entérocolite nécrosante. La plupart des infections sont observées chez des nourrissons de faible poids à la naissance (c'est-à-dire moins de 2 kg) ou de prématurés (c'est-à-dire moins de 37 semaines de gestation). Des rapports indiquent une mortalité allant jusqu'à 50 %, réduite cependant à moins de 20 % au cours des dernières années.

Source et distribution

Les réservoirs de *E. sakazakii* sont inconnus. De nombreux échantillons environnementaux (eau de surface, sol, boue, excréments d'oiseaux) se sont avérés négatifs. *Enterobacter sakazakii* a été identifié dans les tubes digestifs de certaines mouches. Cet organisme a été fréquemment identifié dans des usines qui produisent de la poudre de lait et autres denrées alimentaires ainsi que dans les foyers. Les préparations commerciales en poudre non stériles pour nourrissons ont souvent été considérées comme étant à l'origine de flambées. Dans une étude portant sur 141 préparations en poudre pour nourrissons, 20 se sont révélées positives en culture pour *E. sakazakii*, bien que les préparations aient été conformes aux exigences microbiologiques du Codex pour les coliformes (< 3 unités formant colonie par gramme). Les bactéries ont été trouvées dans des échantillons de boîtes scellées qui venaient d'être ouvertes. Bien que des sources de bactéries autres que des préparations pour nourrissons n'aient pas été identifiées, il existe probablement des sources environnementales.

Voies d'exposition

La maladie provoquée par *E. sakazakii* chez des nourrissons a été mise en lien avec la consommation de préparations commerciales non stériles pour nourrissons. L'origine de la contamination était soit la préparation elle-même soit le matériel utilisé pour la produire (par exemple, mélangeurs). De nombreuses flambées ont eu lieu sans que des problèmes d'hygiène aient été identifiés au cours de la préparation. Cet organisme n'a pas été observé dans les sources d'eau de boisson utilisées pour les préparations. Il n'existe pas de preuve de transmission de personne à personne ou de mode de transmission environnementale à caractère plus général.

Importance pour l'eau de boisson

Il n'existe pas de preuve de la transmission de ces bactéries par l'eau de boisson, bien que cet organisme soit vraisemblablement présent dans l'eau de mauvaise qualité. *Enterobacter sakazakii* est sensible aux désinfectants et sa présence peut être évitée par un traitement approprié.

Bibliographie sélective

- Block C et al. (2002) Cluster of neonatal infections in Jerusalem due to unusual biochemical variant of *Enterobacter sakazakii*. *European Journal of Microbiology and Infectious Disease*, 21:613–616.
- Breeuwer P et al. (2003) Desiccation and heat tolerance of *Enterobacter sakazakii*. *Journal of Applied Microbiology*, 95:967–973.
- Hamilton JV, Lehane MJ, Braig HR (2003) Isolation of *Enterobacter sakazakii* from midgut of *Stomoxys calcitrans* [letter to the editor]. *Emerging Infectious Diseases*, 9(10):1355–1356.
- Kandhai CM et al. (2004) Occurrence of *Enterobacter sakazakii* in food production environments and households [research letters]. *Lancet*, 363:39–40.
- WHO/FAO (2004) *Enterobacter sakazakii* and other microorganisms in powdered infant formula, meeting report. Geneva, World Health Organization and Food and Agriculture Organization of the United Nations (Microbiological Risk Assessment Series 6).

***Escherichia coli* – souches pathogènes**

Description générale

Escherichia coli est présent en grand nombre dans la flore intestinale normale de l'homme et des animaux, où il est généralement inoffensif. Cependant, dans d'autres parties du corps, *E. coli* peut provoquer des maladies graves, telles que des infections du tractus urinaire, des bactériémies et des méningites. Un nombre limité de souches entéropathogènes peut provoquer une diarrhée aiguë. Plusieurs classes de *E. coli* entéropathogènes ont été identifiées sur la base de différents facteurs de virulence, notamment *E. coli* entérohémorragique (EHEC), *E. coli* entérotoxigène (ETEC), *E. coli* entéropathogène (EPEC), *E. coli* entéroinvasif (EIEC), *E. coli* entéroaggrégatif (EAEC) et *E. coli* à adhésion diffuse (DAEC). Les quatre premières classes sont les mieux connues ; la pathogénicité et la prévalence des souches EAEC et DAEC sont moins bien établies.

Effets sur la santé humaine

Les sérotypes EHEC, tels que *E. coli* O157:H7 et *E. coli* O111, provoquent une diarrhée qui va de modérée et non sanglante à très sanglante, et qui ne peut être distinguée d'une colite hémorragique. 2 à 7 % des cas développent un syndrome urémique hémolytique potentiellement léthal qui est caractérisé par une insuffisance rénale grave et une anémie hémolytique. Les enfants de moins de 5 ans sont les plus exposés au risque de développement du syndrome urémique hémolytique. L'infectiosité des souches EHEC est sensiblement plus élevée que celle des autres souches. Il suffit de 100 organismes pour provoquer une infection. Les souches ETEC produisent une entérotoxine thermolabile ou une entérotoxine thermostable, ou les deux simultanément, et sont une cause importante de diarrhée dans les pays en développement, en particulier chez les jeunes enfants. Les symptômes d'une infection à ETEC sont notamment une diarrhée aqueuse modérée, des crampes abdominales, des nausées et des maux de tête. L'infection à EPEC s'accompagne d'une diarrhée grave, chronique, non sanglante, de vomissements et de fièvre chez les nourrissons. Les infections à EPEC sont rares dans les pays développés mais fréquentes dans les pays en développement, quand les nourrissons souffrent de malnutrition, de perte de poids et de retard de croissance. EIEC provoque une diarrhée aqueuse et occasionnellement une diarrhée sanglante quand les bactéries envahissent les cellules du côlon par un mécanisme similaire à celui de *Shigella*.

Source et distribution

Les *E. coli* entéropathogènes sont des organismes entériques et l'homme est le principal réservoir, en particulier pour les souches EPEC, ETEC et EIEC. Le bétail (bovins, et ovins et, dans une moindre mesure, caprins, porcins et volaille) constitue la principale source de souches EHEC. Ces dernières ont également été mises en lien avec des légumes crus, tels que les germes de soja. Les organismes pathogènes ont été détectés dans divers environnements aqueux.

Voies d'exposition

L'infection est associée à une transmission de personne à personne, au contact avec des animaux, à la nourriture et à la consommation d'eau contaminée. La transmission de personne à personne prédomine en particulier dans les communautés où les individus sont confinés, par exemple dans les maisons de soins et les crèches.

Importance pour l'eau de boisson

La transmission liée à l'eau de *E. coli* pathogènes a été bien décrite pour les eaux de loisir et l'eau de boisson contaminée. Une flambée de maladie liée à l'eau et provoquée par *E. coli* O157:H7 (et *Campylobacter jejuni*), dont les médias se sont fait largement l'écho, s'est produite dans la communauté rurale de Walkerton dans l'Ontario, au Canada. La flambée a eu lieu en mai 2000 et a provoqué le décès de 7 personnes et plus de 2300 cas de maladie. L'approvisionnement en eau de boisson avait été contaminé par un écoulement d'eau pluviale contenant des excréments du bétail. Dans le cadre du plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques qui peuvent être appliquées dans la gestion du risque potentiel lié à des *E. coli* entéropathogènes sont notamment la protection des approvisionnements en eau brute contre les déchets humains et animaux, un traitement approprié et la protection de l'eau pendant la distribution. On ne dispose pas de données indiquant que la réponse des souches entéropathogènes de *E. coli* au traitement de l'eau et aux procédés de désinfection diffère de celle des autres *E. coli*. Dès lors, les tests conventionnels de détection de *E. coli* (ou de bactéries coliformes thermotolérantes) constituent un indicateur approprié pour les sérotypes entéropathogènes dans l'eau de boisson, bien que les tests conventionnels ne permettent généralement pas de détecter les souches EHEC.

Bibliographie sélective

Nataro JP, Kaper JB (1998) Diarrheagenic *Escherichia coli*. *Clinical Microbiology Reviews*, 11:142–201.

O'Connor DR (2002) *Report of the Walkerton Inquiry: The events of May 2000 and related issues. Part 1: A summary*. Toronto, Ontario, Ontario Ministry of the Attorney General, Queen's Printer for Ontario.

Helicobacter pylori

Description générale

Helicobacter pylori, appelé à l'origine *Campylobacter pylori*, est une bactérie à Gram négatif, micro-aérophile, de forme spiralée et mobile. Il existe au moins 14 espèces de *Helicobacter*, mais seul *H. pylori* a été identifié comme agent pathogène pour l'homme.

Effets sur la santé humaine

On trouve *Helicobacter pylori* dans l'estomac ; bien que la plupart des infections soient asymptomatiques, cet organisme est associé à la gastrite chronique qui peut entraîner des complications telles des ulcères peptiques et duodénaux et des cancers gastriques. L'implication réelle de cet organisme dans ces affections n'est pas clairement élucidée. La majorité des infections à *H. pylori* débutent durant l'enfance et sont chroniques si elles ne sont pas traitées. La prévalence des infections est plus élevée dans les pays en développement et elles sont associées à des conditions de vie dans des endroits surpeuplés. Les cas groupés au sein des familles sont fréquents.

Source et distribution

L'homme est le principal hôte de *H. pylori*. Les chats peuvent également servir d'hôtes. Des données factuelles indiquent que *H. pylori* est sensible aux sels biliaries, ce qui réduit la probabilité d'une excrétion fécale, bien qu'il ait été isolé de fèces de jeunes enfants. *Helicobacter pylori* a été détecté dans l'eau. Bien que *H. pylori* soit vraisemblablement incapable de se développer dans l'environnement, on a montré qu'il pouvait survivre trois semaines dans des biofilms et jusqu'à 20 à 30 jours dans les eaux de surface. Dans une étude menée aux États-Unis, *H. pylori* a été détecté dans la majorité des échantillons d'eaux de surface et d'eaux souterraines peu profondes. La présence de *H. pylori* n'a pas été mise en corrélation avec celle de *E. coli*. La contamination de l'environnement peut être due à des fèces d'enfants souffrant de diarrhée ou à des vomissures d'enfants ou d'adultes.

Voies d'exposition

Le contact de personne à personne au sein des familles a été identifié comme la cause la plus probable d'infection par transmission orale-orale. *Helicobacter pylori* peut aisément survivre dans le mucus ou les vomissures. Cependant, sa détection dans les échantillons buccaux ou fécaux est difficile. Une transmission fécale-orale est également considérée comme possible.

Importance pour l'eau de boisson

On a suggéré que la consommation d'eau de boisson contaminée était une source potentielle d'infection, mais d'autres études sont nécessaires pour établir un lien avec la transmission par l'eau. L'homme est la principale source de *H. pylori*. Cet organisme étant sensible aux désinfectants oxydants, des mesures de maîtrise des risques peuvent être appliquées pour protéger les approvisionnements en eau de boisson contre *H. pylori*, notamment en évitant la contamination par des déchets humains et en effectuant une désinfection appropriée. *Escherichia coli* (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur fiable de la présence/absence de cet organisme.

Bibliographie sélective

Dunn BE, Cohen H, Blaser MJ (1997) *Helicobacter pylori*. *Clinical Microbiology Reviews*, 10:720–741.

Hegarty JP, Dowd MT, Baker KH (1999) Occurrence of *Helicobacter pylori* in surface water in the United States. *Journal of Applied Microbiology*, 87:697–701.

Hulten K et al. (1996) *Helicobacter pylori* in drinking-water in Peru. *Gastroenterology*, 110:1031–1035.

Mazari-Hiriart M, López-Vidal Y, Calva JJ (2001) *Helicobacter pylori* in water systems for human use in Mexico City. *Water Science and Technology*, 43:93–98.

Klebsiella

Description générale

Les *Klebsiella* spp. sont des bacilles non mobiles, à Gram négatif, qui appartiennent à la famille des Enterobacteriaceae. Le genre *Klebsiella* comprend plusieurs espèces, notamment *K. pneumoniae*,

K. oxytoca, *K. planticola* et *K. terrigena*. La couche externe des *Klebsiella* spp. consiste en une capsule polysaccharidique épaisse qui permet de distinguer ces organismes d'autres membres de la famille. Environnementalement, 60 à 80 % de tous les *Klebsiella* spp. isolés d'excréments et d'échantillons cliniques sont des *K. pneumoniae* et sont positifs pour le test de coliformes thermotolérants. *Klebsiella oxytoca* a également été identifié comme organisme pathogène.

Effets sur la santé humaine

Des *Klebsiella* spp. ont été identifiés chez des patients hospitalisés, la manipulation fréquente des patients (par exemple, dans des unités de soins intensifs) favorisant sa propagation. Les individus les plus exposés sont ceux dont le système immunitaire est déficient, par exemple les personnes âgées ou les très jeunes enfants, les patients souffrant de brûlures ou de blessures graves, ceux qui subissent un traitement immunosuppresseur ou ceux qui sont infectés par le virus de l'immunodéficience humaine (VIH)/syndrome de l'immunodéficience acquise (Sida). La colonisation peut entraîner des infections invasives. En de rares occasions, les *Klebsiella* spp., en particulier *K. pneumoniae* et *K. oxytoca*, peuvent provoquer des infections graves, telles que des pneumonies destructives.

Source et distribution

Les *Klebsiella* spp. sont naturellement présents dans de nombreux environnements aqueux et peuvent se multiplier en grand nombre dans les eaux riches en nutriments, telles que les eaux usées de l'industrie papetière, textile ou sucrière. Dans les réseaux de distribution d'eau de boisson, ces organismes colonisent les joints d'étanchéité des robinets. Les *Klebsiella* spp. sont également excrétés dans les fèces de nombreux humains et animaux sains et sont aisément détectés dans les eaux polluées par les égouts.

Voies d'exposition

Klebsiella peut provoquer des infections nosocomiales. L'eau et les aérosols contaminés constituent une source potentielle dans les hôpitaux et autres établissements de santé.

Importance pour l'eau de boisson

Les *Klebsiella* spp. ingérés avec l'eau de boisson ne sont pas considérés comme une source de maladies gastro-intestinales dans la population générale. Les *Klebsiella* spp. détectés dans l'eau de boisson sont généralement présents dans des biofilms et il est peu probable qu'ils représentent un risque sanitaire. Ces bactéries sont relativement sensibles aux désinfectants et leur pénétration dans les réseaux de distribution peut être évitée par un traitement approprié. Leur croissance dans les réseaux de distribution peut être limitée en appliquant des stratégies conçues pour minimiser le développement de biofilms, notamment un traitement pour optimiser l'élimination du carbone organique, la réduction du temps de séjour de l'eau dans les réseaux de distribution et le maintien de concentrations résiduelles de désinfectant. *Klebsiella* est un coliforme et peut être détecté par les tests habituels utilisés pour les coliformes totaux.

Bibliographie sélective

Ainsworth R, ed. (2004) *Safe piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems*. IWA Publishing, London, for the World Health Organization, Geneva.

Bartram J et al., eds (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: The significance of HPCs for water quality and human health*. London, IWA Publishing (WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series).

Legionella

Description générale

Le genre *Legionella* fait partie de la famille des Legionellaceae et compte au moins 50 espèces comprenant 70 sérogroupes distincts. Les légionnelles sont des bactéries à Gram négatif en forme de bâtonnets, non sporulantes. La présence de L-cystéine est nécessaire à leur croissance et à leur isolement primaire. Les *Legionella* spp. sont des bactéries hétérotrophes qui se rencontrent dans un grand nombre d'environnements aqueux et peuvent proliférer à des températures supérieures à 25 °C.

Effets sur la santé humaine

Bien que tous les *Legionella* spp. soient considérés comme potentiellement pathogènes pour l'homme, *L. pneumophila* est le principal agent pathogène transmis par l'eau responsable de la légionellose ; deux formes cliniques sont connues : la maladie des légionnaires et la fièvre de Pontiac. La première est une maladie pulmonaire dont la période d'incubation est de 3 à 6 jours. Des facteurs liés à l'hôte influencent la probabilité de contracter la maladie : les hommes sont plus fréquemment affectés que les femmes et la plupart des cas ont été observés dans la tranche d'âge 40-70 ans. Les facteurs de risque sont notamment le tabagisme, l'abus d'alcool, le cancer, le diabète, les maladies chroniques respiratoires et rénales et l'immunosuppression, par exemple chez les receveurs de greffes. La fièvre de Pontiac est une maladie bénigne, à guérison spontanée, avec un taux d'attaque élevé et survenant rapidement (5 heures à 3 jours) et des symptômes similaires à ceux de la grippe : fièvre, maux de tête, nausées, vomissements, douleurs musculaires et toux. Des études de séroprévalence d'anticorps indiquent que de nombreuses infections sont asymptomatiques.

Source et distribution

Les *Legionella* spp. font partie de la microflore naturelle de nombreux environnements dulçaquicoles, tels que rivières, ruisseaux, étangs, où ils sont présents en nombre relativement faible. Cependant, ces bactéries prolifèrent dans certains milieux aqueux créés par l'homme, tels que les dispositifs de refroidissement (tours de refroidissement et condenseurs évaporatifs) associés aux systèmes de climatisation, les réseaux de distribution d'eau chaude et les spas, où elles trouvent des températures appropriées (25 à 50 °C) et des conditions permettant leur multiplication. Un lien a été établi entre les dispositifs favorisant la multiplication de *Legionella* et les flambées de la maladie des légionnaires. *Legionella* survit et se multiplie dans les biofilms et les sédiments et est plus aisément détecté dans des échantillons prélevés par écouvillonnage que dans des échantillons d'eau courante. Les légionnelles peuvent être ingérées par les trophozoïtes de certaines amibes telles que *Acanthamoeba*, *Hartmannella* et *Naegleria*, qui jouent un rôle important dans leur persistance dans les environnements aqueux.

Voies d'exposition

La voie d'infection la plus courante est l'inhalation d'aérosols contenant des bactéries. De tels aérosols peuvent être générés par des tours de refroidissement, des douches d'eau chaude, des humidificateurs et des spas contaminés. L'aspiration a également été identifiée comme une voie d'infection dans certains cas associés à de l'eau, de la nourriture ou de la glace contaminés. Il n'existe pas de preuve de transmission de personne à personne.

Importance pour l'eau de boisson

Les *Legionella* spp. sont des organismes généralement associés à l'eau et un lien a été établi entre les dispositifs tels que tours de refroidissement, réseaux d'eau chaude et spas qui utilisent de l'eau de conduite, et des flambées d'infection. Compte tenu de la prévalence de *Legionella*, la possibilité de pénétration dans les réseaux de distribution d'eau de boisson doit être envisagée et des mesures de maîtrise des risques devraient être appliquées pour réduire la probabilité de leur survie et de leur multiplication. Des stratégies de désinfection conçues pour minimiser le développement de biofilms ainsi que la régulation de la température peuvent minimiser le risque potentiel lié à *Legionella* spp. Ces organismes sont sensibles à la désinfection. La monochloramine s'est avérée particulièrement efficace, probablement en raison de sa stabilité et de sa plus grande efficacité contre les biofilms. La température de l'eau est un élément important des stratégies de lutte. Dans la mesure du possible, les températures de l'eau devraient être maintenues en dehors de l'intervalle allant de 25 à 50 °C (de préférence 20 à 50 °C) pour empêcher la croissance de ces organismes. Dans les réseaux d'eau chaude, les températures à la sortie du dispositif de chauffage devraient être supérieures à 60 °C et des températures supérieures à 50 °C devraient être maintenues dans l'ensemble des tuyauteries afférentes. Cependant, le maintien de températures de l'eau chaude au-dessus de 50 °C présente un risque de brûlure pour les jeunes enfants, les personnes âgées et les groupes vulnérables. Lorsque les températures dans les réseaux de distribution d'eau chaude ou froide ne peuvent être maintenues en dehors de l'intervalle 25 à 50 °C, une plus grande attention doit être accordée à la désinfection et aux stratégies destinées à limiter le développement de biofilms. L'accumulation de boue, d'incrustations, de rouille, d'algues ou de dépôts visqueux dans le réseau de distribution d'eau favorise la croissance de *Legionella* spp., de même que l'eau stagnante. Les systèmes qui sont maintenus propres et où la fluidité de l'eau est assurée sont moins propices à la croissance excessive de *Legionella* spp. Il faut veiller à choisir du matériel de plomberie qui ne favorise pas la croissance des micro-organismes ni le développement de biofilms.

Les *Legionella* spp. représentent un risque particulier dans les dispositifs tels que les tours de refroidissement et les réseaux d'eau chaude dans les grands bâtiments. Comme évoqué au Chapitre 6, des plans spécifiques de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau incluant des mesures de maîtrise des risques liés à *Legionella* spp. devraient être élaborés pour ces bâtiments. Les légionelles ne sont pas détectées par les techniques de numération de bactéries hétérotrophes et *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur approprié de la présence/absence de cet organisme.

Bibliographie sélective

Bartram J et al., eds (2007) *Legionella and the prevention of legionellosis*. Geneva, World Health Organization.

Codony F et al. (2002) Factors promoting colonization by legionellae in residential water distribution systems: An environmental case-control survey. *European Journal of Clinical Microbiology and Infectious Diseases*, 21:717-721.

Emmerson AM (2001) Emerging waterborne infections in health-care settings. *Emerging Infectious Diseases*, 7:272–276.

Rusin PA et al. (1997) Risk assessment of opportunistic bacterial pathogens in drinking-water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 152:57–83.

Leptospira

Description générale

Les leptospires sont des spirochètes aérobies, généralement de 0,1 µm de diamètre et de 5 à 25 µm de longueur. Il existe deux genres : *Leptospira*, qui comprend l'agent pathogène *L. interrogans*, et *Leptonoma*. *Leptospira interrogans* provoque la leptospirose, zoonose importante et largement répandue. Les leptospires pathogènes se maintiennent dans des animaux hôtes mais peuvent, selon les conditions, survivre plusieurs jours à plusieurs semaines dans l'eau. Plus de 200 sérotypes pathogènes ont été identifiés et répartis en 25 sérogroupe selon leur appartenance sérologique.

Effets sur la santé humaine

La leptospirose est présente à l'échelle mondiale, affectant à la fois les habitants des zones rurales et ceux des zones urbaines dans les régions tempérées et tropicales. La gravité de la maladie et les types de symptômes varient considérablement. Les infections sont souvent infracliniques ou tellement modérées qu'aucun avis médical n'est sollicité. Les symptômes sont notamment la fièvre, des maux de tête, des douleurs musculaires, des frissons, une rougeur oculaire, des douleurs abdominales, un ictère, une hémorragie au niveau de la peau et des muqueuses (avec hémorragie pulmonaire), des vomissements, une diarrhée et des éruptions. L'hémorragie pulmonaire est dangereuse, souvent avec une issue fatale, mais son développement après une infection n'est pas clairement élucidé. Des séquelles à long terme ont été identifiées, notamment dépression, maux de tête, fatigue et douleurs articulaires. La leptospirose a également été appelée maladie de Weil mais les symptômes de cette dernière (ictère, insuffisance rénale, hémorragie et myocardite) ne représentent qu'une partie des symptômes de la leptospirose. Les estimations de la mortalité des cas varient de moins de 5 % à 30 %, mais ces valeurs ne sont pas considérées comme fiables étant donné les incertitudes sur la prévalence des cas. Les taux de mortalité dépendent de la rapidité des interventions de traitement. Le nombre de cas n'est pas correctement notifié en raison du manque de connaissances et de méthodes de diagnostic appropriées. L'incidence est estimée à environ 0,1 à 1 cas pour 100 000 personnes par an sous des climats tempérés et jusqu'à 10 à 100 cas pour 100 000 personnes par an dans les zones tropicales.

Source et distribution

Les *Leptospira interrogans* pathogènes se maintiennent dans les tubules rénaux de nombreux animaux hôtes provoquant par exemple des infections asymptomatiques chroniques avec excrétion persistante pendant de longues périodes, voire la vie entière. Les rats, en particulier le rat brun (*Rattus norvegicus*), servent de réservoirs à *Leptospira interrogans*, sérotypes Icterohaemorrhagiae et Copenhageni. Le bétail constitue le réservoir le plus important du sérotype Hardjo, et le campagnol des champs (*Microtus arvalis*) ainsi que le rat musqué (*Ondatra zibethicus*) constituent le réservoir le plus important du sérotype Grippotyphosa. Des études récentes ont montré que la souris domestique (*Crocidura russula*) pourrait être un réservoir du sérotype Mozdok (type 3). L'eau contaminée par l'urine et les tissus des animaux infectés constitue une

source connue de leptospires pathogènes. Les leptospires sont relativement peu résistants aux conditions environnementales défavorables (par exemple, faible pH, dessiccation, rayonnement solaire direct) ; cependant, dans des conditions normales (pH neutre, températures modérées), ils peuvent survivre dans l'eau pendant des mois.

Voies d'exposition

Leptospira interrogans peut pénétrer dans le corps par des coupures et abrasions ou par les muqueuses de la bouche, du nez et des yeux. Il n'est pas transmis par la voie fécale-orale. La leptospirose est associée à des activités professionnelles très diverses, principalement celles pouvant impliquer un contact direct avec des animaux morts ou vivants, mais aussi un contact indirect avec des milieux contaminés par l'urine, en particulier les eaux de surface, les plantes et la boue. L'ingestion de nourriture et d'eau contaminées ou l'inhalation d'aérosols peut occasionnellement provoquer une infection. La transmission directe de personne à personne est rarement observée. Les contacts sexuels, la transmission intra-placentaire et le lait maternel sont des voies d'exposition potentielles. La transmission via l'urine de patients infectés peut représenter un risque pour le personnel soignant. On observe de plus en plus fréquemment des flambées liées à une exposition à de l'eau contaminée par l'urine d'animaux infectés dans le cadre d'activités récréatives. Un lien a également été observé entre des flambées et des catastrophes naturelles impliquant des inondations.

Importance pour l'eau de boisson

La leptospirose transmise par l'eau découle normalement de contacts avec des eaux de surface contaminées. Les leptospires sont sensibles aux désinfectants ; dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques pouvant assurer une protection efficace contre ces organismes comprennent notamment l'application de procédés de désinfection usuels pour l'eau de boisson en plus de la protection des réseaux de distribution contre les contaminations liées à des inondations. Comme les leptospires sont excrétés dans l'urine et persistent dans des environnements favorables, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur approprié de la présence/absence de cet organisme.

Bibliographie sélective

Bharti AR et al. (2003) Leptospirosis: A zoonotic disease of global importance. *Lancet Infectious Diseases*, 3:757–771.

Pond K (2005) *Water recreation and disease. Plausibility of associated infections: Acute effects, sequelae and mortality*. IWA Publishing, London, for the World Health Organization.

WHO (2003) *Human leptospirosis: Guidance for diagnosis, surveillance and control*. Geneva, World Health Organization.

Mycobacterium

Description générale

Les réservoirs des espèces tuberculeuses ou « typiques » de *Mycobacterium*, telles que *M. tuberculosis*, *M. bovis*, *M. africanum* et *M. leprae*, sont uniquement humains ou animaux et ces espèces ne sont pas transmises par l'eau. En revanche, les espèces non tuberculeuses ou « atypiques » de *Mycobacterium* font partie de la microflore naturelle de divers milieux aquatiques. Ces bactéries aérobies en forme de bâtonnet et acido-résistantes se multiplient lentement dans des environnements aqueux favorables et sur des milieux de culture. Comme exemples caractéristiques, on peut notamment citer *M. gordonae*, *M. kansasii*, *M. marinum*, *M. scrofulaceum*, *M. xenopi*, *M. intracellulare* et *M. avium* et les espèces à croissance plus rapide *M. chelonae* et *M. fortuitum*. Le terme « complexe *M. avium* » a été utilisé pour décrire un groupe d'espèces pathogènes comprenant *M. avium* et *M. intracellulare*. Cependant, d'autres mycobactéries atypiques sont également pathogènes. Une caractéristique distinctive de tous les *Mycobacterium* spp. est la teneur élevée en lipides de leur paroi, qui est un critère utilisé pour l'identification de ces organismes par une coloration mettant en évidence les germes acido-résistants.

Effets sur la santé humaine

Les *Mycobacterium* spp. atypiques peuvent provoquer diverses maladies affectant le squelette, les ganglions lymphatiques, la peau et les tissus mous ainsi que les systèmes respiratoire, gastro-intestinal et génito-urinaire. Les symptômes sont notamment une maladie pulmonaire, l'ulcère de Buruli, l'ostéomyélite, une arthrite septique chez des personnes sans facteurs de prédisposition connus. Ces bactéries sont une cause majeure d'infections disséminées chez des patients immunodéprimés et sont une cause courante de décès chez des personnes séropositives pour le VIH.

Source et distribution

Les *Mycobacterium* spp. atypiques peuvent se multiplier dans divers environnements aqueux appropriés, notamment les biofilms. Une des espèces les plus courantes est *M. gordonae*. D'autres espèces ont également été isolées à partir de l'eau, notamment *M. avium*, *M. intracellulare*, *M. kansasii*, *M. fortuitum* et *M. chelonae*. Un grand nombre de *Mycobacterium* spp. atypiques peuvent être présentes dans les réseaux de distribution lorsqu'un événement a provoqué la dislocation de biofilms, tels que purges ou inversions de flux. Ces organismes sont relativement résistants au traitement et à la désinfection et ont été détectés dans des approvisionnements en eau de boisson bien gérés et bien entretenus dans lesquels le nombre de bactéries hétérotrophes (NBH) était inférieur à 500/ml et la concentration résiduelle totale de chlore allait jusqu'à 2,8 mg/l. La croissance de ces organismes dans des biofilms réduit l'efficacité de la désinfection. Lors d'une enquête, ces organismes ont été détectés dans 54% d'échantillons de glace et 35% d'échantillons d'eau de boisson du réseau public.

Voies d'exposition

Les principales voies d'infection s'avèrent être l'inhalation, le contact et l'ingestion d'eau contaminée. Des infections par diverses espèces ont été associées à leur présence dans les approvisionnements en eau de boisson. En 1968, des infections endémiques dues à *M. kansasii* ont été mises en lien avec la présence de ces organismes dans l'approvisionnement en eau de boisson et leur propagation a été associée à des aérosols de pommes de douche. À Rotterdam (Pays-Bas), une investigation faisant suite à l'isolement fréquent de

M. kansasii dans des échantillons cliniques a révélé la présence des mêmes souches dans l'eau de conduite (présence confirmée par le typage de phages et une faible activité nitrate réductase). Une augmentation du nombre d'infections par le complexe *M. avium* au Massachusetts (États-Unis) a également été attribuée à leur incidence dans l'eau de boisson. Dans tous ces cas, il n'existe que des preuves circonstancielles de relation causale entre la présence des bactéries dans l'eau de boisson et la maladie chez l'homme. Des infections ont été mises en relation avec de l'eau contaminée dans des spas.

Importance pour l'eau de boisson

Les détections de mycobactéries atypiques dans l'eau de boisson et les voies de transmission identifiées indiquent que les approvisionnements en eau de boisson sont une source plausible d'infection. Il existe peu de données sur l'efficacité des mesures de maîtrise des risques pouvant être appliquées pour réduire le risque potentiel dû à ces organismes. Une étude a montré qu'une installation de traitement de l'eau pouvait permettre une réduction de 99 % du nombre de mycobactéries dans l'eau brute. Les mycobactéries atypiques sont relativement résistantes à la désinfection. La persistance d'un désinfectant résiduel devrait permettre de réduire le nombre de mycobactéries dans la colonne d'eau mais ne serait vraisemblablement pas efficace contre des organismes présents dans des biofilms. Les mesures de maîtrise des risques conçues pour minimiser le développement de biofilms, notamment un traitement destiné à optimiser l'élimination du carbone organique, la réduction du temps de séjour de l'eau dans les réseaux de distribution et le maintien de concentrations résiduelles de désinfectant peuvent limiter la croissance de ces organismes. Les mycobactéries ne sont pas détectées par les techniques de numération des bactéries hétérotrophes (NBH), et *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur approprié de la présence/absence de cet organisme.

Bibliographie sélective

- Bartram J et al., eds (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: The significance of HPCs for water quality and human health*. London, IWA Publishing (WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series).
- Bartram J et al., eds (2004) *Pathogenic mycobacteria in water: A guide to public health consequences, monitoring and management*. Geneva, World Health Organization.
- Covert TC et al. (1999) Occurrence of nontuberculous mycobacteria in environmental samples. *Applied and Environmental Microbiology*, 65:2492–2496.
- Falkinham JO, Norton CD, LeChevallier MW (2001) Factors influencing numbers of *Mycobacterium avium*, *Mycobacterium intracellulare* and other mycobacteria in drinking water distribution systems. *Applied and Environmental Microbiology*, 66:1225–1231.
- Grabow WOK (1996) Waterborne diseases: Update on water quality assessment and control. *Water SA*, 22:193–202.
- Rusin PA et al. (1997) Risk assessment of opportunistic bacterial pathogens in drinking-water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 152:57–83.
- Singh N, Yu VL (1994) Potable water and *Mycobacterium avium* complex in HIV patients: Is prevention possible? *Lancet*, 343:1110–1111.
- Von Reyn CF et al. (1994) Persistent colonization of potable water as a source of *Mycobacterium avium* infection in AIDS. *Lancet*, 343:1137–1141.

Pseudomonas aeruginosa

Description générale

Pseudomonas aeruginosa est un membre de la famille des Pseudomonadaceae et est un bacille à flagelle polaire, aérobie, à Gram négatif. Lorsqu'il est cultivé dans un milieu approprié, il produit un pigment bleu non fluorescent, la pyocyanine. De nombreuses souches produisent également le pigment vert fluorescent pyoverdine. *Pseudomonas aeruginosa*, comme d'autres *Pseudomonas* fluorescents, produit une catalase, une oxydase et de l'ammoniaque à partir de l'arginine et peut croître sur citrate comme seule source de carbone.

Effets sur la santé humaine

Pseudomonas aeruginosa peut provoquer diverses infections mais rarement des maladies graves chez des individus sains sans facteur de prédisposition. Il colonise principalement des zones endommagées telles des brûlures et blessures chirurgicales, le système respiratoire de personnes souffrant d'affections sous-jacentes et les yeux ayant subi un dommage physique. À partir de là, il peut envahir le corps, provoquant des lésions destructrices ou une septicémie et une méningite. Les patients souffrant de mucoviscidose et les patients immunodéprimés sont sensibles à la colonisation par *P. aeruginosa*, qui peut entraîner des infections pulmonaires progressives graves. Les folliculites et les infections de l'oreille liées au contact avec l'eau sont associées aux environnements chauds et humides tels que piscines et spas. De nombreuses souches sont résistantes à une gamme d'agents antimicrobiens, ce qui accroît l'importance de cet organisme en milieu hospitalier.

Source et distribution

Pseudomonas aeruginosa est un organisme courant dans l'environnement. Il peut se trouver dans les excréments, le sol, l'eau et les égouts. Il peut se multiplier dans des milieux aquatiques et également à la surface de certains matériaux organiques en contact avec l'eau. *Pseudomonas aeruginosa* est une source connue d'infections nosocomiales pouvant avoir des complications potentiellement graves. Il a été isolé dans divers environnements humides tels que puits, bains-marie, réseaux d'eau chaude, douches et établissements thermaux.

Voies d'exposition

La principale voie d'infection est l'exposition de tissus sensibles, notamment des blessures et des muqueuses, à de l'eau contaminée ou la contamination d'instruments chirurgicaux. Le nettoyage de lentilles de contact avec de l'eau contaminée peut entraîner une forme de kératite. L'ingestion d'eau de boisson n'est pas une source importante d'infection.

Importance pour l'eau de boisson

Bien que *P. aeruginosa* puisse présenter un risque important dans certaines structures telles que des établissements de santé, il n'est pas prouvé que l'utilisation normale des approvisionnements en eau de

boisson soit une source d'infection dans la population générale. Cependant, la présence d'un grand nombre de *P. aeruginosa* dans l'eau potable, notamment dans l'eau conditionnée, peut être mise en lien avec des plaintes concernant le goût, l'odeur et la turbidité. *Pseudomonas aeruginosa* est sensible à la désinfection et sa pénétration dans les réseaux de distribution peut être minimisée par une désinfection appropriée. Les mesures de maîtrise des risques destinées à minimiser le développement de biofilms, notamment l'optimisation de l'élimination du carbone organique, la réduction du temps de séjour dans les réseaux de distribution et le maintien de concentrations résiduelles de désinfectant, devraient réduire la croissance de ces organismes. *Pseudomonas aeruginosa* est détecté par la technique de numération des bactéries hétérotrophes (NBH) qui peut être combinée à d'autres paramètres, tels que la concentration résiduelle de désinfectant, pour repérer les conditions favorables à la croissance de ces organismes. Cependant, comme *P. aeruginosa* est un organisme habituel dans l'environnement, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) ne peut être utilisé comme indicateur.

Bibliographie sélective

Bartram J et al., eds (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: The significance of HPCs for water quality and human health*. London, IWA Publishing (WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series).

De Victorica J, Galván M (2001) *Pseudomonas aeruginosa* as an indicator of health risk in water for human consumption. *Water Science and Technology*, 43:49–52.

Hardalo C, Edberg SC (1997) *Pseudomonas aeruginosa*: Assessment of risk from drinking-water. *Critical Reviews in Microbiology*, 23:47–75.

Salmonella

Description générale

Les *Salmonella* spp. appartiennent à la famille des Enterobacteriaceae. Ce sont des bacilles mobiles à Gram négatif qui ne fermentent pas le lactose, mais la plupart produisent du sulfure d'hydrogène ou des gaz issus de la fermentation des glucides. À l'origine, ils étaient groupés en plus de 2000 sérotypes selon leurs antigènes somatiques (O) et flagellaires (H) (classification de Kauffmann-White). La nomenclature et la taxonomie de *Salmonella* ont fait l'objet de nombreux débats et il est admis à présent qu'il y a en réalité deux espèces (*Salmonella enterica* et *Salmonella bongori*). Les autres espèces précédemment reconnues, notamment *S. typhi* et *S. paratyphi*, sont considérées comme des sérotypes.

Effets sur la santé humaine

Les infections à *Salmonella* se traduisent généralement par quatre manifestations cliniques : gastro-entérite (allant de la diarrhée modérée à la diarrhée foudroyante, nausées et vomissements), bactériémie ou septicémie (fort accès de fièvre avec hémocultures positives), fièvre typhoïde/fièvre entérique (fièvre durable avec ou sans diarrhée) et un état porteur chez les personnes ayant déjà eu une infection. En ce qui concerne la maladie entérique, les *Salmonella* spp. peuvent être divisées en deux groupes relativement distincts : les espèces/sérotypes typhiques (*S. typhi* and *S. paratyphi*) et les autres espèces/sérotypes non typhiques. Les symptômes de la gastro-entérite non typhique apparaissent 6 à 72 heures après l'ingestion de nourriture ou d'eau contaminée. La diarrhée dure 3 à 5 jours et est accompagnée de fièvre et de douleurs abdominales.

Habituellement, c'est une maladie à guérison spontanée. La période d'incubation de la fièvre typhoïde peut aller de 1 à 14 jours mais elle est habituellement de 3 à 5 jours. La fièvre typhoïde est une maladie plus grave et peut être létale. Bien que la fièvre typhoïde ne soit pas courante dans des zones disposant de systèmes sanitaires efficaces, elle sévit encore ailleurs et plusieurs millions de cas sont observés chaque année.

Source et distribution

Les *Salmonella* spp. sont largement répandues dans l'environnement mais certaines espèces ou sérotypes présentent une spécificité d'hôte. En particulier, *S. typhi* et généralement *S. paratyphi* sont inféodés à l'homme bien que le bétail puisse occasionnellement être une source de *S. paratyphi*. Un grand nombre de sérotypes, notamment *S. typhimurium* et *S. Enteritidis*, infectent l'homme mais également une grande variété d'animaux, dont les volailles, bovins, porcins, ovins, oiseaux et même reptiles. Les agents pathogènes pénètrent généralement dans les réseaux de distribution d'eau suite à une contamination fécale due à des eaux usées, du bétail ou des animaux sauvages. Des contaminations ont été détectées dans une grande variété d'aliments et dans le lait.

Voies d'exposition

Salmonella se propage par voie fécale-orale. Les infections par des sérotypes non typhiques sont principalement associées à un contact de personne à personne, à la consommation de divers aliments contaminés et à l'exposition à des animaux. L'infection par des espèces typhiques est associée à la consommation d'eau ou de nourriture contaminée, la propagation directe de personne à personne étant peu fréquente.

Importance pour l'eau de boisson

Les flambées de fièvre typhoïde liées à l'eau ont des conséquences désastreuses pour la santé publique. Cependant, malgré leur présence largement répandue, les *Salmonella* spp. non typhiques provoquent rarement des flambées liées à l'eau de boisson. La transmission, impliquant le plus souvent *S. typhimurium*, a été associée à la consommation d'eau souterraine contaminée et à des approvisionnements en eaux de surface contaminés. Lors d'une flambée de maladie associée à un approvisionnement d'eau de pluie communal, les excréments d'oiseaux ont été désignés comme étant la source de la contamination. Les *Salmonella* spp. sont relativement sensibles à la désinfection. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques qui peuvent être appliquées à la gestion du risque sont notamment la protection des approvisionnements en eau brute contre les déchets humains et animaux, un traitement approprié et la protection de l'eau pendant la distribution. *Escherichia coli* (ou les coliformes thermotolérants) est généralement un indicateur fiable pour les *Salmonella* spp. dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

- Angulo FJ et al. (1997) A community waterborne outbreak of salmonellosis and the effectiveness of a boil water order. *American Journal of Public Health*, 87:580–584.
- Escartin EF et al. (2002) Potential *Salmonella* transmission from ornamental fountains. *Journal of Environmental Health*, 65:9–12.

Koplan JP et al. (1978) Contaminated roof-collected rainwater as a possible cause of an outbreak of salmonellosis. *Journal of Hygiene*, 81:303–309.

Tindall BJ et al. (2005) Nomenclature and taxonomy of the genus *Salmonella*. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 5:521–524.

Shigella

Description générale

Les *Shigella* spp. sont des bacilles à Gram négatif, non sporulants, non mobiles de la famille des Enterobacteriaceae, qui peuvent se multiplier en présence ou en absence d'oxygène. Les membres de ce genre présentent un profil antigénique complexe et la classification est fondée sur leurs antigènes somatiques O dont beaucoup sont communs aux autres bacilles entériques, notamment *E. coli*. Il existe quatre espèces : *S. dysenteriae*, *S. flexneri*, *S. boydii* et *S. sonnei*.

Effets sur la santé humaine

Les *Shigella* spp. peuvent provoquer des maladies intestinales graves, notamment la dysenterie bacillaire. Plus de deux millions d'infections surviennent chaque année, entraînant près de 600 000 décès, principalement dans les pays en développement. La plupart des cas d'infection se produisent chez des enfants de moins de 10 ans. La période d'incubation pour la shigellose est habituellement de 24 à 72 heures. L'ingestion d'à peine 10 à 100 organismes peut entraîner une infection, ce qui est sensiblement moins que la dose infectieuse de la plupart des autres bactéries entériques. Des crampes abdominales, la fièvre et une diarrhée aqueuse apparaissent dès le début de la maladie. Toutes les espèces peuvent provoquer des maladies graves, mais la maladie due à *S. sonnei* est habituellement relativement modérée et la guérison est spontanée. Dans le cas de *S. dysenteriae*, les manifestations cliniques peuvent entraîner un processus d'ulcération, avec une diarrhée sanglante et une concentration élevée de neutrophiles dans les selles. La production de shigatoxine par l'organisme pathogène joue un rôle important dans cette issue. Les *Shigella* spp. semblent mieux adaptées pour provoquer une maladie chez l'homme que la plupart des autres bactéries entériques pathogènes.

Source et distribution

L'homme et les primates supérieurs sont les seuls hôtes naturels des shigelles. Les bactéries restent localisées dans les cellules épithéliales intestinales de leurs hôtes. Les épidémies de shigellose se produisent dans des communautés surpeuplées et où l'hygiène est médiocre. De nombreux cas de shigellose se produisent dans des garderies, des prisons et des institutions psychiatriques. Les groupes militaires en manœuvre et les voyageurs dans des zones caractérisées par de mauvaises conditions d'assainissement sont également susceptibles d'être infectés.

Voies d'exposition

Les *Shigella* spp. sont des organismes pathogènes entériques principalement transmis par voie fécale-orale, par contact de personne à personne, par la nourriture et l'eau contaminées. Les mouches ont également été identifiées comme vecteur de transmission à partir de déchets fécaux contaminés.

Importance pour l'eau de boisson

Un grand nombre d'importantes flambées de shigellose liées à l'eau ont été enregistrées. Comme ces organismes ne sont pas particulièrement stables dans des environnements aqueux, leur présence dans l'eau de boisson indique une contamination fécale humaine récente. Les données disponibles sur leur prévalence dans les approvisionnements en eau peuvent être sous-estimées car les techniques de détection généralement utilisées sont relativement peu sensibles et peu fiables. La lutte contre *Shigella* spp. dans les approvisionnements en eau de boisson est d'une importance particulière pour la santé publique en raison de la gravité de la maladie que ces bactéries provoquent. Les *Shigella* spp. sont relativement sensibles à la désinfection. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques pouvant être appliquées à la gestion des risques potentiels comprennent la protection des approvisionnements en eau brute contre les déchets humains, un traitement approprié et la protection de l'eau pendant la distribution. *Escherichia coli* (ou les coliformes thermotolérants) est généralement un indicateur fiable pour les *Shigella* spp. dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

- Alamanos Y et al. (2000) A community waterborne outbreak of gastro-enteritis attributed to *Shigella sonnei*. *Epidemiology and Infection*, 125:499–503.
- Pegram GC, Rollins N, Espay Q (1998) Estimating the cost of diarrhoea and epidemic dysentery in Kwa-Zulu-Natal and South Africa. *Water SA*, 24:11–20.

Staphylococcus aureus

Description générale

Staphylococcus aureus est une bactérie cocciforme, aérobie facultative, non mobile, non sporulante, catalase et coagulase positive, à Gram positif, habituellement disposée par groupes en forme de grappes irrégulières. Le genre *Staphylococcus* comprend au moins 15 espèces différentes. Outre *S. aureus*, les espèces *S. epidermidis* et *S. saprophyticus* sont également associées à des maladies chez l'homme.

Effets sur la santé humaine

Bien que *Staphylococcus aureus* soit un membre courant de la microflore humaine, il peut provoquer des maladies par deux mécanismes différents. L'un est basé sur la capacité de ces organismes à se multiplier et à envahir les tissus et l'autre est basé sur leur capacité à produire des enzymes et des toxines extracellulaires. Les infections dues à la multiplication de ces organismes constituent un problème important dans les hôpitaux et autres établissements de santé. La multiplication dans les tissus peut entraîner des manifestations

telles que furoncles, infections cutanées, infections de blessures post-opératoires, infections entériques, septicémie, endocardite, ostéomyélite et pneumonie. Le déclenchement de symptômes cliniques en lien avec ces infections est relativement long, habituellement plusieurs jours. Les maladies gastro-intestinales (entéocolite ou intoxication alimentaire) sont provoquées par une entérotoxine staphylococcique thermostable et caractérisées par des vomissements en fusée, une diarrhée, de la fièvre, des crampes abdominales, un déséquilibre électrolytique et une perte de liquides. Dans ce cas, le déclenchement de la maladie présente une période d'incubation courte et caractéristique de 1 à 8 heures. Il en va de même pour le syndrome du choc toxique provoqué par la toxine-1.

Source et distribution

Staphylococcus aureus est relativement répandu dans l'environnement mais se rencontre principalement sur la peau et les muqueuses des animaux. Cet organisme fait partie de la microflore normale de la peau humaine et se trouve en permanence dans le nasopharynx de 20 à 30 % des adultes. Les staphylocoques sont occasionnellement détectés dans le tractus gastro-intestinal et peuvent être détectés dans les eaux usées. *Staphylococcus aureus* peut être libéré lors de contacts de l'homme avec des environnements aqueux, tels que les piscines, les spas et autres eaux récréatives. Il a également été détecté dans des approvisionnements en eau de boisson.

Voies d'exposition

Le contact par les mains est la voie de transmission la plus courante. Une hygiène insuffisante peut entraîner une contamination alimentaire. Les aliments tels que le jambon, la volaille et les pommes de terre ainsi que les salades aux œufs maintenues à température ambiante ou plus élevée constituent un environnement idéal pour la multiplication de *S. aureus* et la libération de toxines. La consommation d'aliments contenant des toxines de *S. aureus* peut entraîner une intoxication alimentaire par entérotoxines en quelques heures.

Importance pour l'eau de boisson

Bien que *S. aureus* puisse être présent dans les approvisionnements en eau de boisson, il n'existe pas de preuve de transmission par la consommation de cette eau. Bien que les staphylocoques soient légèrement plus résistants au chlore résiduel que *E. coli*, il est possible de lutter aisément contre leur présence dans l'eau par des procédés de traitement et de désinfection conventionnels. Comme les matières fécales ne constituent pas une source habituelle pour ces organismes, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur approprié pour *S. aureus* dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

- Antai SP (1987) Incidence of *Staphylococcus aureus*, coliforms and antibiotic-resistant strains of *Escherichia coli* in rural water supplies in Port Harcourt. *Journal of Applied Bacteriology*, 62:371–375.
- LeChevallier MW, Seidler RJ (1980) *Staphylococcus aureus* in rural drinking-water. *Applied and Environmental Microbiology*, 39:739–742.

Tsukamurella

Description générale

Le genre *Tsukamurella* appartient à la famille des Nocardiaceae. Les *Tsukamurella* spp. sont des bacilles de forme irrégulière, à Gram positif, non mobiles, faiblement (ou de façon variable) acido-résistants. Ce sont des actinomycètes apparentés à *Rhodococcus*, *Nocardia* et *Mycobacterium*. Le genre a été créé en 1988 pour intégrer un groupe d'organismes chimiquement singuliers caractérisés par une série de très longues chaînes (68–76 carbones) d'acides mycoliques hautement insaturés, d'acide méso-diaminopimélique et d'arabinogalactane, communs au genre *Corynebacterium*. L'espèce-type est *T. paurometabola* ; d'autres espèces ont été proposées dans les années 1990 : *T. wratislaviensis*, *T. inchonensis*, *T. pulmonis*, *T. tyrosinosolvans* et *T. strandjordae*.

Effets sur la santé humaine

Les *Tsukamurella* spp. provoquent principalement des maladies chez les individus immunodéprimés. Les infections causées par ces organismes ont été associées à des maladies pulmonaires chroniques, un état d'immunosuppression (leucémie, tumeurs, infection par le VIH/Sida) et des infections de blessures post-opératoires. La présence de *Tsukamurella* a été notifiée dans quatre cas de bactériémie liée à l'usage de cathéters et dans des cas particuliers : infection pulmonaire chronique, ténosynovite nécrosante avec ulcères sous-cutanés, infections cutanées et osseuses, méningite et péritonite, notamment.

Source et distribution

Les *Tsukamurella* spp. sont essentiellement des saprophytes environnementaux présents dans le sol, l'eau et la mousse (écume épaisse et stable à la surface des cuves d'aération et des bassins de décantation) de boues activées. Les *Tsukamurella* sont présents dans les populations de bactéries hétérotrophes de l'eau de boisson.

Voies d'exposition

Les *Tsukamurella* spp. sont transmis par des dispositifs tels que des cathéters ou par des lésions. La source primaire de ces organismes contaminants est inconnue.

Importance pour l'eau de boisson

Les *Tsukamurella* ont été détectés dans des approvisionnements en eau de boisson mais leur importance n'est pas clairement établie. Il n'est pas prouvé qu'un lien existe entre la maladie et la présence de ces organismes dans l'eau. Comme *Tsukamurella* est un organisme présent dans l'environnement, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur approprié pour cet organisme.

Bibliographie sélective

Bartram J et al., eds (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: The significance of HPCs for water quality and human health*. London, IWA Publishing (WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series).

Kattar MM et al. (2001) *Tsukamurella strandjordae* sp. nov., a proposed new species causing sepsis. *Journal of Clinical Microbiology*, 39:1467–1476.

Larkin JA et al. (1999) Infection of a knee prosthesis with *Tsukamurella* species. *Southern Medical Journal*, 92:831–832.

Vibrio

Description générale

Les *Vibrio* spp. sont de petites bactéries incurvées (en forme de virgule), à Gram négatif, avec un seul flagelle polaire. Les espèces sont typées selon leurs antigènes O. Il existe un certain nombre d'espèces pathogènes, notamment *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus* et *V. vulnificus*. *Vibrio cholerae* est la seule espèce pathogène importante dans les milieux d'eau douce. Bien qu'un certain nombre de sérotypes puissent provoquer une diarrhée, seuls O1 et O139 provoquent actuellement les symptômes du choléra classique dans lequel une proportion de cas souffre de diarrhée fulgurante et aqueuse sévère. Le sérotype O1 a été subdivisé en biotypes « classique » et « El Tor ». Ce dernier se distingue par des caractéristiques telles que la production d'une hémolysine dialysable thermolabile active contre les globules rouges de mouton et de chèvre. Le biotype classique est considéré comme responsable des six premières pandémies de choléra, tandis que le biotype El Tor est responsable de la septième pandémie qui a commencé en 1961. Les souches de *V. cholerae* O1 et O139 qui provoquent le choléra produisent une entérotoxine (toxine du choléra) qui altère les flux ioniques à travers la muqueuse intestinale, entraînant ainsi une perte sensible d'eau et d'électrolytes dans les selles liquides. D'autres facteurs liés à l'infection sont les facteurs d'adhérence et des pili d'attachement. Toutes les souches des sérotypes O1 et O139 ne possèdent pas les facteurs de virulence, lesquels sont assez rares chez les souches non O1/O139.

Effets sur la santé humaine

Des flambées de choléra continuent de sévir dans de nombreuses régions des pays en développement. Les symptômes sont provoqués par l'entérotoxine thermolabile du choléra produite par les souches toxigènes de *V. cholerae* O1/O139. Un pourcentage important de personnes infectées ne développent pas la maladie ; environ 60 % des infections dues au groupe classique et 75% de celles dues au groupe El Tor sont asymptomatiques. La maladie symptomatique peut être bénigne, modérée, ou grave. Les premiers symptômes du choléra sont une augmentation du péristaltisme suivie de l'évacuation de selles peu denses, aqueuses et mêlées à du mucus (« eau de riz ») qui peuvent entraîner chez un patient une perte de liquide allant jusqu'à 10 à 15 litres par jour. La réduction de l'acidité gastrique par l'administration de bicarbonate de soude réduit la dose infectieuse de *V. cholerae* O1 de plus de 10^8 à environ 10^4 organismes. Les taux de létalité des cas varient selon les établissements et leur niveau de préparation. Jusqu'à 60 % des patients non traités peuvent mourir de déshydratation sévère et de perte d'électrolytes, mais des programmes de lutte bien établis contre les maladies diarrhéiques permettent de réduire la létalité à moins de 1 %. Les souches non toxigènes de *V. cholerae* peuvent provoquer une gastro-entérite à guérison spontanée, des infections de blessures et une bactériémie.

Source et distribution

V. cholerae non toxigène est largement répandu dans les environnements aqueux mais ce n'est pas le cas des souches toxigènes. L'homme est une source connue de *V. cholerae* toxigène ; quand la maladie sévit, cet organisme peut être détecté dans les eaux usées. Bien que *V. cholerae* O1 puisse être isolé de l'eau dans des zones où la maladie est absente, les souches ne sont généralement pas toxigènes. *V. cholerae* toxigène a également été observé en association avec des copépodes vivants ainsi que d'autres organismes aquatiques, notamment des mollusques, des crustacés, des algues et des cyanobactéries. Leur nombre est souvent plus élevé en association avec ces organismes aquatiques que dans l'eau. *V. cholerae* non toxigène a été isolé à partir d'oiseaux et d'herbivores dans des zones très éloignées des eaux marines et côtières. La prévalence de *V. cholerae* diminue quand la température de l'eau descend en dessous de 20 °C.

Voies d'exposition

Le choléra est généralement transmis par voie fécale-orale et l'infection est principalement contractée par ingestion d'eau et de nourriture souillées par des contaminations fécales. Étant donné le nombre élevé d'organismes nécessaires pour provoquer une infection, le contact de personne à personne est une voie de transmission peu vraisemblable.

Importance pour l'eau de boisson

La transmission est principalement due à une contamination de l'eau résultant d'un assainissement insuffisant mais celui-ci n'explique pas totalement la récurrence saisonnière et d'autres facteurs doivent intervenir. La présence des sérotypes pathogènes *V. cholerae* O1 et O139 dans les approvisionnements en eau de boisson est un problème d'importance majeure pour la santé publique et elle peut avoir des conséquences économiques dans les communautés affectées. *Vibrio cholerae* est très sensible aux procédés de désinfection. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, des mesures de maîtrise des risques qui peuvent être appliquées à la gestion des risques potentiels dus à *V. cholerae* toxigène sont notamment la protection des approvisionnements en eau brute contre les déchets humains, le traitement adéquat et la protection de l'eau pendant la distribution. *Vibrio cholerae* O1 et non O1 ont été détectés en l'absence de *E. coli*, et cet organisme (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur fiable pour *V. cholerae* dans l'eau de boisson.

Bibliographie sélective

Kaper JB, Morris JG, Levine MM (1995) Cholera. *Clinical Microbiology Reviews*, 8:48–86.

Ogg JE, Ryder RA, Smith HL (1989) Isolation of *Vibrio cholerae* from aquatic birds in Colorado and Utah. *Applied and Environmental Microbiology*, 55:95–99.

Rhodes JB, Schweitzer D, Ogg JE (1985) Isolation of non-O1 *Vibrio cholerae* associated with enteric disease of herbivores in western Colorado. *Journal of Clinical Microbiology*, 22:572–575.

WHO (2002) *Vibrio cholerae*. In: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Geneva, World Health Organization, pp. 119–142.

Yersinia

Description générale

Le genre *Yersinia* est classé dans la famille des Enterobacteriaceae et comprend sept espèces. Les espèces *Y. pestis*, *Y. pseudotuberculosis* et certains sérotypes de *Y. enterocolitica* sont pathogènes pour l'homme. *Yersinia pestis* est l'agent de la peste bubonique et est transmis par contact avec des rongeurs et leurs puces. Les *Yersinia* spp. sont des bacilles à Gram négatif qui sont mobiles à 25 °C mais pas à 37 °C.

Effets sur la santé humaine

Yersinia enterocolitica pénètre dans les cellules de la muqueuse intestinale provoquant des ulcérations de l'iléon terminal. La yersiniose se présente généralement comme une gastro-entérite aiguë avec diarrhée, fièvre et douleurs abdominales. D'autres manifestations cliniques sont notamment un gonflement important et douloureux des ganglions lymphatiques, désignés « bubons ». La maladie semble plus aiguë chez les enfants que chez les adultes.

Source et distribution

Les animaux domestiques et sauvages sont le principal réservoir de *Yersinia* spp. ; les porcins sont le principal réservoir de *Y. enterocolitica* pathogène, tandis que les rongeurs et petits animaux sont le principal réservoir de *Y. pseudotuberculosis*. *Y. enterocolitica* pathogène a été détecté dans les eaux usées et les eaux de surface polluées. Cependant, les souches de *Y. enterocolitica* détectées dans l'eau de boisson sont plus souvent des souches non pathogènes, probablement d'origine environnementale. Certaines espèces et souches de *Yersinia* semblent capables de se multiplier dans les environnements aqueux si de l'azote organique est présent au moins en traces, même à des températures ne dépassant pas 4 °C.

Voies d'exposition

Les *Yersinia* spp. sont transmis par voie fécale-orale, la principale source d'infection étant la nourriture, en particulier la viande et les produits carnés, le lait et les produits laitiers. L'ingestion d'eau contaminée est également une source potentielle d'infection. La transmission directe de personne à personne et de l'animal à l'homme peut également se produire.

Importance pour l'eau de boisson

Bien que la plupart des *Yersinia* spp. détectés dans l'eau soient probablement non pathogènes, des données indiquent que, dans certaines circonstances, la transmission de *Y. enterocolitica* et de *Y. pseudotuberculosis* à l'homme peut se produire à partir d'eau de boisson non traitée. Les déchets humains ou animaux sont la source la plus vraisemblable de *Yersinia* spp. pathogènes. Ces organismes sont sensibles aux procédés de désinfection. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, des mesures de maîtrise des risques qui peuvent être prises pour minimiser la présence de *Yersinia* spp. pathogènes dans les approvisionnements en eau de boisson sont notamment la protection des approvisionnements en eau brute contre les déchets humains et animaux, une désinfection appropriée et la protection de l'eau durant la distribution. Compte tenu de la longue période de survie et/ou de la croissance de certaines souches de

Yersinia spp. dans l'eau, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur approprié de la présence/absence de ces organismes dans l'eau de boisson.

Bibliographie sélective

Aleksic S, Bockemuhl J (1988) Serological and biochemical characteristics of 416 *Yersinia* strains from well water and drinking water plants in the Federal Republic of Germany: Lack of evidence that these strains are of public health significance. *Zentralblatt für Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene B*, 185:527–533.

Inoue M et al. (1988) Three outbreaks of *Yersinia pseudotuberculosis* infection. *Zentralblatt für Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene B*, 186:504–511.

Ostroff SM et al. (1994) Sources of sporadic *Yersinia enterocolitica* infections in Norway: A prospective case control study. *Epidemiology and Infection*, 112:133–141.

Waage AS et al. (1999) Detection of low numbers of pathogenic *Yersinia enterocolitica* in environmental water and sewage samples by nested polymerase chain reaction. *Journal of Applied Microbiology*, 87:814–821.

11.2 Virus pathogènes

Les virus associés à la transmission par l'eau sont principalement ceux qui peuvent infecter le tractus gastro-intestinal et sont excrétés dans les fèces des humains infectés (virus entériques). Excepté dans le cas du virus de l'hépatite E, les humains sont considérés comme la seule source des espèces infectieuses humaines. Les virus entériques provoquent généralement des maladies aiguës après une courte période d'incubation. L'eau peut également jouer un rôle dans la transmission d'autres virus présentant différents modes d'action. En temps que groupe, les virus peuvent provoquer une large gamme d'infections et de symptômes faisant intervenir des voies de transmission, des voies et sites d'infection ainsi que des voies d'excrétion différents. L'association de ces voies et sites d'infection peut varier, ne suivant pas toujours le schéma attendu. Par exemple, les virus qui sont considérés comme cause principale d'infections et symptômes respiratoires sont habituellement transmis de personne à personne par les gouttelettes respiratoires. Pourtant, certains de ces virus respiratoires peuvent être excrétés dans les fèces, entraînant une contamination potentielle de l'eau et une transmission ultérieure par des aérosols et gouttelettes. Un autre exemple concerne l'excrétion dans l'urine de virus, tels que les polyomavirus, pouvant contaminer l'eau puis être transmis par celle-ci avec de possibles effets à long terme sur la santé (cancer, par exemple) qui sont difficilement attribuables à une transmission par l'eau dans les analyses épidémiologiques.

Adénovirus

Description générale

La famille des Adenoviridae comprend deux genres : *Mastadenovirus* (dont les hôtes sont des mammifères) et *Aviadenovirus* (dont les hôtes sont des oiseaux). Les adénovirus sont répandus dans la nature, infectant les oiseaux, les mammifères et les amphibiens. Actuellement, 51 types antigéniques d'adénovirus humains ont été décrits. Les adénovirus humains ont été classés en six groupes (A-F) sur la base de leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques. Le génome des adénovirus est constitué d'un ADN double brin contenu dans une capsidie icosaédrique dépourvue d'enveloppe, d'un diamètre d'environ 80 nm et portant des fibres caractéristiques. Les sous-groupes A–E se développent rapidement dans des cellules en culture mais les sérotypes 40 et 41 sont exigeants et ne se développent pas bien. L'identification des sérotypes 40 et 41 dans

des échantillons environnementaux est généralement basée sur des techniques de réaction de polymérisation en chaîne (PCR) avec ou sans amplification initiale en culture cellulaire.

Effets sur la santé humaine

Les adénovirus humains provoquent une grande variété d'infections produisant diverses manifestations cliniques. Il s'agit notamment d'infections du tractus gastro-intestinal (gastro-entérites), du tractus respiratoire (maladies respiratoires aiguës, pneumonie, fièvre pharyngo-conjonctive), du tractus urinaire (cervicite, urétrite, cystite hémorragique) et des yeux (kératoconjonctivite épidémique ; fièvre pharyngo-conjonctive, également appelée « conjonctivite des piscines »). Différents sérotypes sont associés à des maladies spécifiques ; par exemple, les types 40 et 41 sont les causes principales de maladies entériques. Les adénovirus constituent une source importante de gastro-entérite infantile. Généralement, les nourrissons et les enfants sont plus sensibles aux infections adénovirales et un grand nombre d'entre elles sont asymptomatiques. Les taux d'attaque élevés lors des flambées indiquent que les doses infectieuses sont faibles.

Source et distribution

Les adénovirus sont excrétés en grand nombre dans les fèces humaines et leur présence est connue dans les eaux usées, les sources d'eau brute et les approvisionnements en eau de boisson traitée, partout dans le monde. Bien que le sous-groupe des adénovirus entériques (principalement les types 40 et 41) soit une cause majeure de gastro-entérite dans le monde, notamment dans les pays en développement, la prévalence de ces adénovirus entériques dans les sources d'eau est mal connue. Le manque d'informations sur les adénovirus entériques est en grande partie dû au fait qu'ils ne sont pas détectables par isolement en culture cellulaire conventionnelle.

Voies d'exposition

Étant donné la diversité épidémiologique du large spectre d'adénovirus humains, l'exposition et l'infection peuvent avoir lieu par de nombreuses voies. Le contact de personne à personne joue un rôle majeur dans la transmission des maladies ; selon la nature de la maladie, il peut s'agir d'une transmission fécale-orale, orale-orale, par contact des mains avec les yeux ou bien d'un transfert indirect par l'intermédiaire de surfaces contaminées ou l'échange d'ustensiles. Un grand nombre de flambées sont associées aux hôpitaux, aux établissements militaires, aux garderies et aux écoles. Parmi les symptômes enregistrés dans la plupart des flambées, on peut citer des maladies respiratoires aiguës, des kératoconjonctivites et des conjonctivites. Des flambées de gastro-entérite ont également été observées. La consommation de nourriture ou d'eau contaminée peut être une source importante de maladies entériques bien qu'il n'existe pas de preuves convaincantes concernant cette voie de transmission. Les infections oculaires peuvent être contractées par exposition des yeux à une eau contaminée, l'échange de serviettes à la piscine ou de lunettes de protection, comme dans le cas de la kératoconjonctivite épidémique. Les flambées confirmées d'infections à adénovirus en lien avec l'eau se sont limitées à des pharyngites ou des conjonctivites, l'exposition ayant pour origine la fréquentation de piscines.

Importance pour l'eau de boisson

On a montré que les adénovirus humains étaient présents en grand nombre dans les sources d'eau brute et les approvisionnements en eau de boisson traitée. Une étude a montré que, parmi les virus détectables par

PCR dans de telles eaux, l'incidence des adénovirus humains n'est dépassée que par celle du groupe des entérovirus. Étant donné leur prévalence en tant qu'agent pathogène entérique et leur présence détectée dans l'eau, une eau de boisson contaminée représente une source vraisemblable mais non confirmée d'infections à adénovirus humains. Les adénovirus humains sont également considérés comme importants en raison de leur exceptionnelle résistance à certains procédés de traitement et de désinfection de l'eau, en particulier l'exposition au rayonnement ultraviolet (UV). Des adénovirus humains ont été détectés dans des approvisionnements en eau de boisson qui répondaient aux spécifications acceptées pour le traitement, la désinfection et les organismes indicateurs conventionnels. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques destinées à réduire le risque potentiel lié aux adénovirus humains devraient être axées sur la prévention de la contamination de l'eau de source par des déchets humains, complétée par un traitement et une désinfection appropriés. L'efficacité des procédés de traitement utilisés pour éliminer les adénovirus humains nécessite une validation. Les approvisionnements en eau de boisson devraient également être protégés contre la contamination pendant la distribution. En raison de la grande résistance des virus à la désinfection, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur fiable de la présence/absence d'adénovirus humains dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

- Chapron CD et al. (2000) Detection of astroviruses, enteroviruses and adenoviruses types 40 and 41 in surface waters collected and evaluated by the information collection rule and integrated cell culture-nested PCR procedure. *Applied and Environmental Microbiology*, 66:2520–2525.
- D'Angelo LJ et al. (1979) Pharyngoconjunctival fever caused by adenovirus type 4: Report of a swimming pool-related outbreak with recovery of virus from pool water. *Journal of Infectious Diseases*, 140:42–47.
- Grabow WOK, Taylor MB, de Villiers JC (2001) New methods for the detection of viruses: Call for review of drinking water quality guidelines. *Water Science and Technology*, 43:1–8.
- Puig M et al. (1994) Detection of adenoviruses and enteroviruses in polluted water by nested PCR amplification. *Applied and Environmental Microbiology*, 60:2963–2970.

Astrovirus

Description générale

Les souches humaines et animales d'astrovirus sont des virus à acide ribonucléique simple brin (ARN) classés dans la famille des Astroviridae. Les astrovirus sont constitués d'un génome d'ARN simple brin contenu dans une capsidie icosaédrique dépourvue d'enveloppe, d'un diamètre d'environ 28 nm. À la surface d'une certaine proportion de particules, une structure distincte en forme d'étoile peut être observée en microscopie électronique. Huit sérotypes différents d'astrovirus humains ont été décrits, le sérotype 1 étant le plus couramment identifié. Les astrovirus humains peuvent être détectés dans des échantillons environnementaux en utilisant des techniques de PCR avec ou sans amplification initiale en culture cellulaire.

Effets sur la santé humaine

Les astrovirus humains provoquent des gastro-entérites, principalement des diarrhées, notamment chez les enfants de moins de cinq ans, bien qu'elles aient également été notifiées chez des adultes. Des études de séroprévalence montrent que plus de 80 % des enfants entre cinq et dix ans ont des anticorps dirigés contre des astrovirus humains. Des flambées occasionnelles dans des écoles, des crèches et des familles ont été signalées. La maladie guérit spontanément, est de courte durée et présente un pic d'incidence en hiver. Les astrovirus humains ne sont responsables que d'une faible proportion de gastro-entérites notifiées. Cependant le nombre d'infections peut être sous-estimé car la maladie est habituellement modérée et de nombreux cas ne sont pas notifiés.

Source et distribution

Les individus infectés excrètent généralement un grand nombre d'astrovirus humains dans leurs selles ; les virus sont donc présents dans les eaux usées. Les astrovirus humains ont été détectés dans des sources d'eau et des approvisionnements en eau de boisson.

Voies d'exposition

Les astrovirus humains sont transmis par voie fécale-orale. La transmission de personne à personne est considérée comme la voie de transmission la plus courante et des cas groupés sont observés dans des garderies, des services pédiatriques, des familles, des maisons de retraite et des établissements militaires. L'ingestion de nourriture ou d'eau contaminée peut également être importante dans la transmission.

Importance pour l'eau de boisson

La présence d'astrovirus humains dans des approvisionnements en eau de boisson traitée a été confirmée. Comme ces virus sont généralement transmis par voie fécale-orale, la transmission par l'eau de boisson est vraisemblable mais n'a pas été confirmée. Les astrovirus humains ont été détectés dans des approvisionnements en eau de boisson traitée qui répondaient aux spécifications acceptées pour le traitement, la désinfection et les organismes indicateurs conventionnels. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques destinées à réduire le risque potentiel lié aux astrovirus humains devraient être axées sur la prévention de la contamination de l'eau de source par des déchets humains, complétée par un traitement et une désinfection appropriés. L'efficacité des procédés de traitement utilisés pour éliminer les astrovirus humains nécessite une validation. Les approvisionnements en eau de boisson devraient également être protégés contre la contamination pendant la distribution. En raison de la plus grande résistance des virus à la désinfection, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur fiable de la présence/absence d'astrovirus humains dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

Grabow WOK, Taylor MB, de Villiers JC (2001) New methods for the detection of viruses: Call for review of drinking water quality guidelines. *Water Science and Technology*, 43:1-8.

Nadan S et al. (2003) Molecular characterization of astroviruses by reverse transcriptase PCR and sequence analysis: Comparison of clinical and environmental isolates from South Africa. *Applied and Environmental Microbiology*, 69:747–753.

Pintó RM et al. (2001) Astrovirus detection in wastewater. *Water Science and Technology*, 43:73–77.

Calicivirus

Description générale

La famille des Caliciviridae comprend quatre genres de virus à ARN simple brin avec une capsid, dépourvue d'enveloppe, de 35 à 40 nm de diamètre, dont la surface présente généralement une morphologie caractéristique ressemblant à des structures en forme de coupes. Les calicivirus humains comprennent le genre *Norovirus* (virus de type Norwalk) et *Sapovirus* (virus de type Sapporo). Les *Sapovirus* spp. ont la morphologie caractéristique des calicivirus et sont appelés calicivirus classiques. Les *Norovirus* n'ont généralement pas cette morphologie caractéristique et ont été décrits jadis comme des petits virus à structure ronde. Les deux autres genres de la famille comprennent des virus qui infectent des animaux mais pas l'homme. Les calicivirus humains ne peuvent pas être multipliés dans les systèmes de culture cellulaire disponibles. Ces virus ont été initialement découverts en microscopie électronique. Certains *Norovirus* spp. peuvent être détectés par des essais d'immuno-absorption enzymatique en utilisant des anticorps dirigés contre des protéines de capsid de *Norovirus* exprimées par des baculovirus. Plusieurs procédés de PCR utilisant une transcriptase inverse ont été décrits pour la détection de calicivirus humains.

Effets sur la santé humaine

Les calicivirus humains sont une cause majeure de gastro-entérites virales aiguës dans toutes les tranches d'âge. Les symptômes sont notamment des nausées, vomissements et crampes abdominales. Habituellement, près de 40 % des individus infectés souffrent de diarrhée, certains ont de la fièvre, des frissons, des maux de tête et des douleurs musculaires. Comme certains cas sont affectés de vomissements uniquement et pas de diarrhée, on parle de « maladie des vomissements d'hiver ». Les infections par les calicivirus humains confèrent une immunité de courte durée. Les symptômes sont habituellement modérés et durent rarement plus de trois jours. Les taux d'attaque élevés lors des flambées indiquent que la dose infectieuse est faible.

Source et distribution

Les calicivirus humains sont excrétés dans les selles des individus infectés et sont donc présents dans les eaux usées domestiques ainsi que dans la nourriture et l'eau contaminées, notamment les approvisionnements en eau de boisson.

Voies d'exposition

L'épidémiologie de la maladie indique que le contact de personne à personne et l'inhalation d'aérosols et de particules de poussière contaminés, de même que des particules de vomissures présentes dans l'air, sont les voies de transmission les plus courantes. L'eau de boisson et une grande variété d'aliments contaminés par des excréments humains sont des sources d'exposition majeures confirmées. De nombreuses flambées ont

été associées à de l'eau de boisson, de la glace, de l'eau sur des paquebots de croisière et des eaux récréatives contaminées. Les fruits de mer récoltés dans des eaux contaminées par des eaux usées ont également été identifiés comme source de flambées.

Importance pour l'eau de boisson

De nombreuses flambées dues à des calicivirus humains ont été épidémiologiquement associées à des approvisionnements en eau de boisson contaminés. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques destinées à réduire le risque potentiel lié aux calicivirus humains devraient être axées sur la prévention de la contamination de l'eau de source par des déchets humains, complétée par un traitement et une désinfection appropriés. L'efficacité des procédés de traitement utilisés pour éliminer les calicivirus humains nécessite une validation. Les approvisionnements en eau de boisson devraient également être protégés contre la contamination pendant la distribution. En raison de la plus grande résistance des virus à la désinfection, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur fiable de la présence/absence de calicivirus humains dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

Berke T et al. (1997) Phylogenetic analysis of the Caliciviridae. *Journal of Medical Virology*, 52:419–424.

Jiang X et al. (1999) Design and evaluation of a primer pair that detects both Norwalk- and Sapporo-like caliciviruses by RT-PCR. *Journal of Virological Methods*, 83:145–154.

Mauer AM, Sturchler DA (2000) A waterborne outbreak of small round-structured virus, *Campylobacter* and *Shigella* co-infections in La Neuveville, Switzerland, 1998. *Epidemiology and Infection*, 125:325–332.

Monroe SS, Ando T, Glass R (2000) Introduction: Human enteric caliciviruses—An emerging pathogen whose time has come. *Journal of Infectious Diseases*, 181(Suppl. 2):S249–251.

Entérovirus

Description générale

Le genre *Enterovirus* est un membre de la famille des Picornaviridae. Ce genre comprend 69 sérotypes (espèces) qui infectent les humains : poliovirus types 1–3, coxsackievirus types A1–A24, coxsackievirus types B1–B6, échovirus types 1–33 et entérovirus types EV68–EV73. Les membres du genre sont collectivement désignés entérovirus. D'autres espèces du genre infectent les animaux autres que l'homme – par exemple, le groupe bovin d'entérovirus. Les entérovirus comptent parmi les plus petits virus connus et sont constitués d'un génome d'ARN simple brin contenu dans une capsidie icosaédrique dépourvue d'enveloppe, d'un diamètre de 20 à 30 nm. Certains membres du genre, en particulier les poliovirus, coxsackievirus B, échovirus et entérovirus, sont aisément isolés en culture cellulaire grâce à leur effet cytopathogène.

Effets sur la santé humaine

Les entérovirus sont une des causes les plus fréquentes d'infections humaines. On estime qu'ils provoquent près de 30 millions d'infections aux États-Unis chaque année. Le spectre de maladies dues aux entérovirus est large, allant d'une maladie fébrile modérée à la myocardite, la méningocéphalite, la polyomyélite, l'herpangine, le syndrome mains-pieds-bouche et la défaillance multiviscérale néonatale. La persistance des virus dans des affections chroniques, telles que la polymyosite, la cardiomyopathie dilatée et le syndrome de fatigue chronique, a été décrite. La plupart des infections, en particulier chez les enfants, sont asymptomatiques mais entraînent néanmoins l'excrétion d'un grand nombre de virus pouvant provoquer une maladie clinique chez d'autres individus.

Source et distribution

Les entérovirus sont excrétés dans les selles d'individus infectés. Parmi les types de virus détectables par isolement en culture cellulaire conventionnelle, les entérovirus sont généralement les plus nombreux dans les eaux usées, les ressources en eau et les approvisionnements en eau de boisson traitée. Les virus sont également aisément détectés dans de nombreux aliments.

Voies d'exposition

Le contact de personne à personne et l'inhalation des virus présents dans des aérosols ou dans des gouttelettes respiratoires sont considérés comme les voies de transmission prédominantes des entérovirus au sein des communautés. La transmission à partir d'eau de boisson peut également être importante, mais cela n'a pas encore été confirmé. La transmission d'entérovirus (coxsackievirus A16 et B5) par l'eau a été confirmée épidémiologiquement pendant deux flambées seulement, reliées à des enfants qui s'étaient baignés dans les eaux d'un lac dans les années 1970.

Importance pour l'eau de boisson

On a montré que les entérovirus étaient présents en nombres significatifs dans des sources d'eau brute et des approvisionnements en eau de boisson traitée. Compte tenu de leur prévalence, l'eau de boisson représente une source vraisemblable d'infection par les entérovirus, quoique non confirmée. Le peu de connaissance du rôle de la transmission par l'eau peut être lié à un certain nombre de facteurs, notamment la diversité des symptômes cliniques, la fréquence élevée des infections asymptomatiques, la diversité des sérotypes et la prépondérance de la transmission de personne à personne. Des entérovirus ont été détectés dans des approvisionnements en eau de boisson qui répondaient aux spécifications acceptées pour le traitement, la désinfection et les organismes indicateurs conventionnels. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques destinées à réduire le risque potentiel lié aux entérovirus devraient être axées sur la prévention de la contamination de l'eau de source par des déchets humains, complétée par un traitement et une désinfection appropriés. L'efficacité des procédés de traitement utilisés pour éliminer les entérovirus nécessite une validation. Les approvisionnements en eau de boisson devraient également être protégés contre la contamination pendant la distribution. En raison de la plus grande résistance des virus à la désinfection, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur fiable de la présence/absence d'entérovirus dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

Grabow WOK, Taylor MB, de Villiers JC (2001) New methods for the detection of viruses: Call for review of drinking water quality guidelines. *Water Science and Technology*, 43:1–8.

Hawley HB et al. (1973) Cossackie B epidemic at a boys' summer camp. *Journal of the American Medical Association*, 226:33–36.

Rotavirus et orthoréovirus

Description générale

Les membres du genre *Rotavirus* sont constitués d'un génome d'ARN double brin segmenté contenu dans une capsidie icosaédrique dépourvue d'enveloppe, d'un diamètre de 50 à 65 nm. Cette capsidie est entourée d'une coque en double couche donnant au virus l'apparence d'une roue, d'où le nom de rotavirus. Le diamètre du virus entier est d'environ 80 nm. Deux genres de la famille des Reoviridae, *Rotavirus* et *Orthoreovirus*, sont infectieux pour l'homme. Les orthoréovirus sont aisément isolés par leur effet cytopathogène en culture cellulaire. Le genre *Rotavirus* est sérologiquement divisé en sept groupes, A–G, comprenant chacun plusieurs sous-groupes dont certains infectent spécifiquement les humains tandis que d'autres infectent divers animaux. Les groupes A–C sont observés chez l'homme, le groupe A étant le groupe pathogène le plus important pour l'homme. Les souches sauvages de rotavirus du groupe A ne peuvent être aisément cultivées en culture cellulaire, mais un certain nombre de méthodes de détection basées sur la PCR sont disponibles pour tester des échantillons environnementaux.

Effets sur la santé humaine

Les rotavirus humains constituent la première cause de mortalité infantile dans le monde. Généralement, 50 à 60 % des cas de gastro-entérite aiguë chez des enfants hospitalisés sont causés par des rotavirus humains. Les virus infectent les cellules des villosités de l'intestin grêle, perturbant ainsi le transport du sodium et du glucose. L'infection aiguë apparaît brutalement avec une diarrhée aqueuse accompagnée de fièvre, de douleurs abdominales et de vomissements ; une déshydratation et une acidose métabolique peuvent se développer et l'issue peut être fatale si l'infection n'est pas traitée de manière appropriée. La charge de morbidité des infections à rotavirus est extrêmement élevée. Les membres du genre *Orthoreovirus* infectent de nombreux humains mais ce sont typiquement des « virus orphelins » et ils ne sont associés à aucune pathologie majeure.

Source et distribution

Les rotavirus humains sont excrétés en grand nombre par les patients, jusqu'à 10^{11} par gramme de fèces, pendant des périodes de 8 jours environ. Dès lors, les eaux usées domestiques et tous les environnements contaminés par des excréments humains sont susceptibles de contenir un grand nombre de rotavirus humains. Ces virus ont été détectés dans les eaux usées, les cours d'eau, les lacs et dans de l'eau de boisson traitée. Les orthoréovirus sont généralement présent en nombres significatifs dans les eaux usées.

Voies d'exposition

Les rotavirus humains sont transmis par voie fécale-orale. La transmission de personne à personne et l'inhalation de rotavirus humains présents dans l'air ou dans des aérosols semblent jouer un rôle beaucoup plus important que l'ingestion de nourriture ou d'eau contaminée. Le fait que les infections dans les services pédiatriques hospitaliers se propagent beaucoup plus rapidement que ne pourrait l'expliquer l'ingestion de nourriture ou d'eau contaminée par les fèces de patients infectés plaide également en faveur de la prépondérance de la transmission de personne à personne et de l'inhalation. Le rôle de l'eau contaminée dans la transmission est moindre qu'attendu, étant donné la prévalence des infections par les rotavirus humains et leur présence dans l'eau contaminée. Cependant, des flambées occasionnelles liées à l'eau et à la nourriture ont été décrites. Deux flambées importantes survenues en Chine en 1982–1983 étaient liées à des approvisionnements en eau contaminés.

Importance pour l'eau de boisson

Bien que l'ingestion d'eau de boisson ne soit pas la voie de transmission la plus courante, la présence de rotavirus humains dans l'eau de boisson constitue un risque pour la santé publique. Certaines données indiquent que les rotavirus sont plus résistants à la désinfection que d'autres virus entériques. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques destinées à réduire le risque potentiel lié aux rotavirus humains devraient être axées sur la prévention de la contamination de l'eau de source par des déchets humains, complétée par un traitement et une désinfection appropriés. L'efficacité des procédés de traitement utilisés pour éliminer les rotavirus humains nécessite une validation. Les approvisionnements en eau de boisson devraient également être protégés contre la contamination pendant la distribution. En raison d'une plus grande résistance des virus à la désinfection, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur fiable de la présence/absence de rotavirus humains dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

- Baggi F, Peduzzi R (2000) Genotyping of rotaviruses in environmental water and stool samples in southern Switzerland by nucleotide sequence analysis of 189 base pairs at the 5' end of the VP7 gene. *Journal of Clinical Microbiology*, 38:3681–3685.
- Gerba CP et al. (1996) Waterborne rotavirus: A risk assessment. *Water Research*, 30:2929–2940.
- Hopkins RS et al. (1984) A community waterborne gastroenteritis outbreak: Evidence for rotavirus as the agent. *American Journal of Public Health*, 74:263–265.
- Hung T et al. (1984) Waterborne outbreak of rotavirus diarrhoea in adults in China caused by a novel rotavirus. *Lancet*, i:1139–1142.
- Sattar SA, Raphael RA, Springthorpe VS (1984) Rotavirus survival in conventionally treated drinking water. *Canadian Journal of Microbiology*, 30:653–656.

Virus de l'hépatite A

Description générale

Le virus de l'hépatite A (VHA) est la seule espèce du genre *Hepatovirus* dans la famille des Picornaviridae. Le virus présente les mêmes caractéristiques structurales et morphologiques que celles des autres membres de cette famille (voir les entérovirus). Les VHA humain et simien sont génotypiquement distincts. Le VHA ne peut être aisément détecté ni cultivé dans les systèmes de culture cellulaire conventionnels et l'identification dans des échantillons environnementaux est basée sur des techniques de PCR.

Effets sur la santé humaine

Le VHA est hautement infectieux et la dose infectieuse est considérée comme faible. Le virus est l'agent de l'hépatite A, communément appelée « hépatite infectieuse ». Comme d'autres membres du groupe des virus entériques, le VHA pénètre par ingestion dans le tractus gastro-intestinal, où il infecte les cellules épithéliales. À partir de là, le virus pénètre dans la circulation et atteint le foie où il peut provoquer des altérations graves des cellules hépatiques. Dans près de 90 % des cas, en particulier chez les enfants, il y a peu ou pas de dommages hépatiques et l'infection disparaît sans symptômes cliniques en induisant une immunité pendant la vie entière. En général, la gravité de la maladie augmente avec l'âge. Les altérations des cellules hépatiques entraînent la libération d'enzymes spécifiques du foie, telles que l'aspartate aminotransférase, qui sont détectables dans le flux sanguin et peuvent être utilisées comme outil de diagnostic. Les dommages résultent également de l'incapacité du foie à éliminer la bilirubine du flux sanguin ; l'accumulation de la bilirubine induit les symptômes caractéristiques de l'ictère et une urine foncée. Après une période d'incubation relativement longue de 28 à 30 jours en moyenne, on observe un déclenchement caractéristique soudain de la maladie, notamment des symptômes tels que la fièvre, des malaises, des nausées, l'anorexie, des douleurs abdominales et finalement l'ictère. Bien que la mortalité soit généralement inférieure à 1 %, la guérison est un processus lent qui peut laisser les patients dans un état d'incapacité pendant 6 mois ou plus. Cela contribue à la morbidité de façon non négligeable. La mortalité est plus élevée chez les personnes de plus de 50 ans.

Source et distribution

Le VHA est présent dans le monde entier, mais la prévalence de la maladie clinique présente clairement des caractéristiques géographiques. Le VHA est excrété dans les matières fécales des personnes infectées et il existe des données épidémiologiques solides montrant que la nourriture et l'eau contaminées par des matières fécales sont des sources courantes du virus. Dans les régions où l'assainissement est médiocre, les enfants sont souvent infectés dès leur plus jeune âge et sont immunisés pour la vie sans présenter de symptômes cliniques de la maladie. Dans les régions bénéficiant d'un système d'assainissement efficace, les infections tendent à se produire plus tard dans la vie.

Voies d'exposition

La transmission de personne à personne est probablement la voie de transmission la plus courante, mais la nourriture et l'eau contaminées sont des sources d'infection importantes. Il existe des preuves épidémiologiques plus solides de transmission par l'eau pour le VHA que pour d'autres virus. Les flambées liées aux aliments sont aussi relativement fréquentes ; les sources d'infection sont notamment des personnes contaminées qui manipulent la nourriture, des fruits de mer récoltés dans des eaux contaminées et des

produits contaminés. Les personnes issues de régions bénéficiant d'un système d'assainissement efficace et qui voyagent dans des régions où les conditions d'assainissement sont médiocres présentent un risque élevé d'infection. La propagation de l'infection peut également être associée à l'utilisation de drogues par voie intraveineuse ou non.

Importance pour l'eau de boisson

La transmission du VHA par les approvisionnements en eau de boisson est bien connue et sa présence dans l'eau de boisson constitue un risque sanitaire significatif. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques destinées à réduire le risque potentiel lié au VHA devraient être axées sur la prévention de la contamination de l'eau de source par des déchets humains, complétée par un traitement et une désinfection appropriés. L'efficacité des procédés de traitement utilisés pour éliminer le VHA nécessite une validation. Les approvisionnements en eau de boisson devraient également être protégés contre la contamination pendant la distribution. En raison de la plus grande résistance des virus à la désinfection, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur fiable de la présence/absence du VHA dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

Cuthbert JA (2001) Hepatitis A: Old and new. *Clinical Microbiology Reviews*, 14:38–58.

WHO (2002) Enteric hepatitis viruses. In: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Geneva, World Health Organization, pp. 18–39.

Virus de l'hépatite E

Description générale

Le virus de l'hépatite E (VHE) est constitué d'un génome d'ARN simple brin contenu dans une capsidie icosahédrique dépourvue d'enveloppe, d'un diamètre de 27 à 34 nm. Le VHE présente les mêmes propriétés qu'un certain nombre d'autres virus et sa classification pose des problèmes. Autrefois, le VHE était classé dans la famille des Caliciviridae, mais récemment il a été placé dans une famille séparée appelée virus de l'hépatite de type E. Certaines données indiquent l'existence d'une variation antigénique et peut-être même de sérotypes différents pour le VHE, tandis que le VHA humain est constitué d'un seul sérotype clairement défini. Le VHE ne peut être aisément détecté ni cultivé dans des systèmes de culture cellulaire conventionnels et l'identification dans des échantillons environnementaux est basée sur des techniques de PCR.

Effets sur la santé humaine

Le VHE provoque une hépatite qui est, à de nombreux égards, similaire à celle due au VHA. Cependant, la période d'incubation tend à être plus longue (en moyenne, 40 jours) et les infections induisent généralement un taux de mortalité allant jusqu'à 25 % chez les femmes enceintes. Dans les régions d'endémie, les premières infections sont généralement observées chez de jeunes adultes plutôt que chez de jeunes enfants. Malgré les données démontrant une variation antigénique, une seule infection s'avère suffisante pour assurer

une immunité contre le VHE pendant la vie entière. La prévalence mondiale présente une distribution géographique caractéristique. Le VHE est endémique et provoque des maladies cliniques dans certaines parties du monde en développement, telles que l'Inde, le Népal, l'Asie centrale, le Mexique et certaines parties de l'Afrique. Dans un grand nombre de ces régions, le VHE est la principale cause d'hépatite virale. Bien que la séroprévalence puisse être élevée, les cas cliniques et les flambées sont rares dans certaines parties du monde, telles que le Japon, l'Afrique du Sud, le Royaume-Uni, l'Amérique du Nord et du Sud, l'Australasie et l'Europe centrale. La raison de l'absence de cas cliniques en présence du virus est inconnue.

Source et distribution

Le VHE est excrété dans les fèces des personnes infectées et a été détecté dans des eaux usées brutes et traitées. D'importantes flambées ont été associées à de l'eau contaminée. Le VHE est le seul virus entérique pour lequel il existe un réservoir animal important, notamment des animaux domestiques, en particulier des porcins, bovins, caprins et même des rongeurs.

Voies d'exposition

La transmission secondaire du VHE à des personnes en contact avec des cas, en particulier le personnel infirmier, a été signalée, mais elle s'avère beaucoup moins courante que pour le VHA. Le fait que la transmission de personne à personne soit plus faible laisse penser que l'eau contaminée par des matières fécales pourrait jouer un rôle beaucoup plus important dans la propagation du VHE par rapport au VHA. Des flambées liées à l'eau impliquant des milliers de cas ont été enregistrées. Parmi celles-ci, on peut citer une flambée en 1954 avec environ 40 000 cas à Delhi en Inde ; une autre avec plus de 100 000 cas de 1986 à 1988 dans la région ouïghoure du Xinjiang en Chine ; et une en 1991 avec 79 000 cas à Kanpur en Inde. Les réservoirs animaux servent également de voies d'exposition, mais la mesure dans laquelle les humains contractent des infections à VHE à partir d'animaux reste à élucider.

Importance pour l'eau de boisson

Le rôle de l'eau contaminée en tant que source de VHE a été confirmé et la présence du virus dans l'eau de boisson constitue un risque sanitaire majeur. On ne dispose pas d'informations en provenance de laboratoires sur la résistance du virus aux procédés de désinfection, mais les données sur les flambées liées à l'eau indiquent que le VHE peut être aussi résistant que d'autres virus entériques. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques destinées à réduire le risque potentiel lié au VHE devraient être axées sur la prévention de la contamination de l'eau de source par des déchets humains et animaux, complétée par un traitement et une désinfection appropriés. L'efficacité des procédés de traitement utilisés pour éliminer le VHE nécessite une validation. Les approvisionnements en eau de boisson devraient également être protégés contre la contamination pendant la distribution. Comme il est vraisemblable que le virus soit plus résistant à la désinfection, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur fiable de la présence/absence du VHE dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

Pina S et al. (1998) Characterization of a strain of infectious hepatitis E virus isolated from sewage in an area where hepatitis E is not endemic. *Applied and Environmental Microbiology*, 64:4485–4488.

Van der Poel WHM et al. (2001) Hepatitis E virus sequence in swine related to sequences in humans, the Netherlands. *Emerging Infectious Diseases*, 7:970–976.

WHO (2002) Enteric hepatitis viruses. In: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Geneva, World Health Organization, pp. 18–39.

11.3 Protozoaires pathogènes

Les protozoaires et les helminthes sont parmi les agents responsables d'infections et de maladies les plus courants chez l'homme et l'animal. Ces maladies ont un impact sanitaire et socio-économique majeur. L'eau joue un rôle important dans la transmission de certains de ces agents pathogènes. La lutte contre leur transmission par l'eau présente de réelles difficultés, car la plupart d'entre eux produisent des kystes, des oocystes ou des œufs qui sont extrêmement résistants aux procédés généralement utilisés pour la désinfection de l'eau et, dans certains cas, il peut être difficile de les éliminer par des procédés de filtration. Certains de ces organismes sont à l'origine de « maladies émergentes ». Apparue au cours des 30 dernières années, la cryptosporidiose est la maladie émergente la plus notable provoquée par un protozoaire pathogène. Comme autres exemples, on peut citer les maladies causées par les microsporidies et *Cyclospora*. Comme les preuves d'une transmission par l'eau de « maladies émergentes » sont relativement récentes, certaines questions restent à élucider concernant leur épidémiologie et l'impact des traitements de l'eau et des procédés de désinfection sur leur comportement. Il s'avèrera probablement que l'importance et la complexité du rôle de l'eau dans la transmission de ce groupe d'agents pathogènes pourraient sensiblement augmenter à mesure que les populations humaines et animales augmentent et que la demande en eau de boisson s'exacerbe.

On trouvera davantage d'informations sur les maladies émergentes dans *Emerging issues in water and infectious disease* (OMS, 2003) et les textes afférents.

Acanthamoeba

Description générale

Les *Acanthamoeba* spp. sont des amibes libres (10 à 50 µm de diamètre) communes dans les environnements aquatiques et parmi les protozoaires les plus importants dans le sol. Le genre comprend quelque 20 espèces parmi lesquelles *A. castellanii*, *A. polyphaga* et *A. culbertsoni* sont connues pour être pathogènes chez l'homme. Cependant, la taxonomie du genre pourrait changer sensiblement lorsque les nouvelles connaissances en biologie moléculaire auront été prises en considération. *Acanthamoeba* a un trophozoïte, forme répliquative, qui se nourrit et qui, dans des conditions défavorables telles l'anaérobiose produit un kyste, forme dormante, capable de résister à des températures extrêmes (–20 à 56 °C), à la désinfection et à la dessiccation.

Effets sur la santé humaine

Acanthamoeba culbertsoni provoque l'encéphalite amibienne granulomateuse, tandis que *A. castellanii* et *A. polyphaga* sont associés à la kératite acanthamibienne et à l'uvéïte acanthamibienne.

L'encéphalite amibienne granulomateuse est une encéphalite multifocale, hémorragique et nécrosante qui est généralement observée uniquement chez des personnes affaiblies ou immunodéprimées. C'est une maladie rare, mais généralement létale. Les symptômes précoces sont notamment la somnolence, des

changements d'humeur, d'intenses maux de tête, une raideur de la nuque, des nausées, des vomissements, des épisodes sporadiques de fièvre modérée, des signes neurologiques focaux, une hémiparésie et des crises. S'ensuivent un état mental altéré, une diplopie, une parésie, une léthargie, une ataxie cérébelleuse et le coma. Le décès survient une semaine à un an après l'apparition des premiers symptômes, habituellement à la suite d'une bronchopneumonie. Les troubles associés à l'encéphalite amibienne granulomateuse comprennent des ulcères de la peau, une affection hépatique, une pneumonie, une insuffisance rénale et une pharyngite.

La kératite acanthamibienne est une infection douloureuse de la cornée qui peut toucher des individus sains, en particulier les personnes portant des lentilles de contact. C'est une maladie rare qui peut entraîner une déficience visuelle, une cécité permanente et la perte de l'œil. La prévalence d'anticorps dirigés contre *Acanthamoeba* et la détection de cet organisme dans les voies respiratoires supérieures de personnes saines indiquent que l'infection peut être courante avec peu de symptômes apparents dans la grande majorité des cas.

Source et distribution

Acanthamoeba étant largement distribué dans l'environnement naturel, le sol, les poussières de l'air et l'eau sont autant de sources potentielles. *Acanthamoeba* peut se trouver dans de nombreux types d'environnements aqueux, notamment les eaux de surface, l'eau de conduite, les piscines et les solutions pour lentilles de contact. Selon les espèces, *Acanthamoeba* peut se développer dans l'eau dans une large gamme de températures, l'optimum étant de 30 °C pour les espèces pathogènes. Les trophozoïtes peuvent se trouver dans l'eau où ils sont capables de se répliquer et se nourrissent de bactéries, levures et autres organismes.

Voies d'exposition

Un lien a été établi entre la kératite acanthamibienne et le nettoyage de lentilles de contact avec des solutions salines contaminées préparées à domicile ou la contamination de récipients contenant les lentilles. Bien que la source des organismes contaminants n'ait pas été établie, l'eau de conduite est une source possible. Des avertissements ont été émis par un certain nombre d'organisations sanitaires recommandant l'utilisation exclusive d'eau stérile pour la préparation de solutions de nettoyage des lentilles de contact. Le mode de transmission de l'encéphalite amibienne granulomateuse n'a pas été établi mais l'eau n'est pas considérée comme une source d'infection. Les voies d'infection les plus probables impliquent la circulation sanguine provenant d'autres sites colonisés par ces organismes comme des lésions cutanées ou les poumons.

Importance pour l'eau de boisson

Des cas de kératite acanthamibienne ont été associés à l'eau de boisson suite à l'utilisation d'eau de conduite pour la préparation de solutions de nettoyage de lentilles de contact. Le nettoyage de lentilles de contact n'est pas considéré comme une utilisation normale de l'eau de conduite et une eau de qualité supérieure peut être nécessaire. En comparaison des oocystes de *Cryptosporidium* et des kystes de *Giardia*, les kystes de *Acanthamoeba* sont relativement grands et peuvent être éliminés de l'eau par filtration. La réduction du nombre d'organismes présents dans des biofilms est susceptible de réduire les sources de nourriture et la croissance de *Acanthamoeba* dans les réseaux de distribution mais les kystes sont très résistants à la désinfection. Cependant, comme les utilisations normales de l'eau de boisson ne constituent pas des sources d'infection importantes, la fixation d'objectifs sanitaires pour *Acanthamoeba* spp. ne se justifie pas.

Bibliographie sélective

Marshall MM et al. (1997) Waterborne protozoan pathogens. *Clinical Microbiology Reviews*, 10:67–85.

Yagita K, Endo T, De Jonckheere JF (1999) Clustering of *Acanthamoeba* isolates from human eye infections by means of mitochondrial DNA digestion patterns. *Parasitology Research*, 85:284–289.

Balantidium coli

Description générale

Balantidium coli est un protozoaire unicellulaire parasite d'une longueur de 200 µm, soit le plus grand protozoaire intestinal humain. Les trophozoïtes sont de forme ovale et couverts de cils assurant leur mobilité. Les kystes ont une longueur de 60 à 70 µm et résistent aux conditions environnementales défavorables, telles que des pH et des températures extrêmes. *Balantidium coli* appartient au groupe de protozoaires le plus important, les ciliés, qui compte quelque 7200 espèces, parmi lesquelles *B. coli* est la seule espèce infectieuse connue pour l'homme.

Effets sur la santé humaine

Les infections chez l'homme sont relativement rares et la plupart sont asymptomatiques. Les trophozoïtes envahissent la muqueuse et la sous-muqueuse du gros intestin et détruisent les cellules hôtes en se multipliant. La multiplication des parasites aboutit à la formation d'îlots et de petits abcès qui éclatent en ulcères ovales et irréguliers. Parmi les symptômes cliniques on peut citer une dysenterie similaire à l'amibiase, une colite, la diarrhée, des nausées, des vomissements, des maux de tête et l'anorexie. Les infections guérissent généralement spontanément et complètement.

Source et distribution

L'homme semble être l'hôte le plus important de *B. coli*, et cet organisme peut être détecté dans les eaux usées domestiques. Les réservoirs animaux, en particulier le porc, contribuent également à la prévalence des kystes dans l'environnement. Les kystes ont été détectés dans des sources d'eau, mais la prévalence dans l'eau de conduite est inconnue.

Voies d'exposition

La transmission de *B. coli* a lieu par voie fécale-orale, de personne à personne, par contact avec un porc infecté ou par la consommation d'eau ou de nourriture contaminée. Une flambée de balantidiase liée à l'eau a été signalée en 1971, un approvisionnement en eau de boisson ayant été contaminé, suite à un typhon, par un ruissellement important d'excréments de porcs.

Importance pour l'eau de boisson

Bien que l'eau ne semble pas jouer un rôle important dans la propagation de cet organisme, une flambée liée à l'eau a été enregistrée. *Balantidium coli* est un organisme de grande taille et peut être éliminé par filtration, mais les kystes sont très résistants à la désinfection. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques destinées à réduire le risque potentiel lié à *B. coli* devraient être axées sur la prévention de la contamination de l'eau de source par des déchets humains et porcins, complétée par un traitement approprié. En raison de la résistance de *B. coli* à la désinfection, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) n'est pas un indicateur fiable de la présence/absence de *B. coli* dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

Garcia LS (1999) Flagellates and ciliates. *Clinics in Laboratory Medicine*, 19:621–638.

Walzer PD et al. (1973) Balantidiasis outbreak in Truk. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 22:33–41.

Blastocystis

Description générale

Blastocystis est un parasite intestinal anaérobie commun qui a été décrit pour la première fois au début des années 1900. Malgré ce long historique, cet organisme est mal connu et la question de sa pathogénicité continue de susciter des discussions. Des *Blastocystis* spp. ont été détectés dans un large spectre d'hôtes animaux et des isolats humains ont été identifiés comme étant *Blastocystis hominis*. Cependant, des études moléculaires révèlent une hétérogénéité antigénique et génétique considérable au sein de *B. hominis* et *Blastocystis* spp. *Blastocystis hominis* vit dans le côlon et présente plusieurs morphologies, notamment un kyste fécal qui serait la forme infectieuse.

Effets sur la santé humaine

Blastocystis hominis est probablement le protozoaire le plus fréquemment détecté dans des échantillons fécaux humains dans le monde entier. Les infections se produisent à la fois chez des individus immunocompétents et immunodéprimés. Les prévalences notifiées sont comprises entre 2 et 50 %, les taux les plus élevés étant signalés dans les pays en développement où l'hygiène environnementale est médiocre. L'infection semble plus fréquente chez les adultes que chez les enfants. Cependant, une étude a montré que le pic d'infection se produisait à l'âge de 10 ans puis plus tard dans la vie. La pathogénicité de *B. hominis* fait l'objet de controverses en raison des symptômes non spécifiques et de la prévalence d'infections asymptomatiques. Certaines études cas témoins d'individus présentant ou non des symptômes ne font pas apparaître de différences dans la prévalence de *B. hominis*. Les symptômes attribués à *B. hominis* sont notamment des selles aqueuses ou molles, une diarrhée, des douleurs abdominales, des démangeaisons anales, une perte de poids et des flatulences excessives. La durée de l'infection n'est pas bien connue ; certaines infections peuvent durer des semaines, des mois ou des années. Chez certains patients, les symptômes disparaissent, même si *Blastocystis* peut encore être détecté dans les selles. On a suggéré que *B. hominis* pouvait être un organisme commensal qui devient pathogène lorsque l'hôte est immunodéprimé, malnutri ou souffre d'autres infections.

Source et distribution

La source de *Blastocystis* infectieux pour l'homme est incertaine. *Blastocystis* est présent chez de nombreux animaux, notamment des insectes, reptiles, oiseaux et mammifères. Certaines données indiquent que *Blastocystis* pourrait ne pas avoir de spécificité d'hôte et que la transmission de l'animal à l'homme est possible. Une enquête récente menée en Malaisie a montré que des personnes travaillant dans des animaleries et des abattoirs étaient davantage exposées au risque d'infection qu'un groupe témoin de citoyens vivant dans des tours résidentielles. *Blastocystis* est excrété sous forme de kyste capable de résister dans l'environnement mais il n'existe aucune donnée sur sa survie dans l'environnement. *Blastocystis* a été identifié dans des échantillons d'eaux usées.

Voies d'exposition

Les voies de transmission n'ont pas été établies, mais la voie fécale-orale est considérée comme le principal mode de transmission. Des études de transmission entre souris indiquent une infection après inoculation orale de kystes fécaux. La transmission par l'eau et la nourriture a été évoquée mais pas confirmée.

Importance pour l'eau de boisson

Le rôle de l'eau de boisson comme source d'infections par *Blastocystis* n'a pas été établi. Cependant, une étude réalisée en Thaïlande a apporté la preuve de la transmission par l'eau, et l'identification de cet organisme dans des échantillons d'eau usée va dans le même sens. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, des mesures de maîtrise des risques axées sur la prévention de la contamination de l'eau de source par des déchets humains et animaux devraient réduire les risques potentiels. Il existe peu d'informations sur l'élimination et/ou l'inactivation de *Blastocystis* par des procédés de traitement de l'eau et des eaux usées. La morphologie de *Blastocystis* varie considérablement de même que les estimations de taille. Les kystes fécaux sont de petite taille (3 à 10 µm de diamètre) et peuvent être éliminés par des procédés conventionnels de filtration sur matériau granulaire d'une manière similaire aux oocystes de *Cryptosporidium* qui ont un diamètre allant de 4 à 6 µm. On a observé que les kystes de *Blastocystis* sont relativement résistants au chlore. En raison de cette résistance, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) ne devrait pas être considéré comme un indicateur fiable de la présence/absence de *Blastocystis* dans les sources d'eau de boisson.

Bibliographie sélective

- Leelayoova S et al. (2004) Evidence of waterborne transmission of *Blastocystis hominis*. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 70:658–662.
- Rajah SH et al. (1999) *Blastocystis* in animal handlers. *Parasitology Research*, 85:1032–1033.
- Stenzel DJ, Boreham PFL (1996) *Blastocystis hominis* revisited. *Clinical Microbiology Reviews*, 9(4):563–584.
- Suresh K, Smith HV, Tan TC (2005) Viable *Blastocystis* cysts in Scottish and Malaysian sewage samples. *Applied and Environmental Microbiology*, 71:5619–5620.
- Tan KSW, Singh M, Yap EH (2002) Recent advances in *Blastocystis hominis* research: Hot spots in terra incognita. *International Journal of Parasitology*, 32:789–804.

Cryptosporidium

Description générale

Cryptosporidium est un parasite coccidien obligatoire et intracellulaire dont le cycle de vie complexe comprend une réplication sexuée et une réplication asexuée. Les oocystes à paroi épaisse (4 à 6 µm de diamètre) sont excrétés dans les fèces. Le genre *Cryptosporidium* comprend environ 13 espèces, les infections chez l'homme étant principalement provoquées par *C. hominis* et le génotype spécifique du bétail de *C. parvum*. Des infections peu fréquentes causées par d'autres espèces de *Cryptosporidium* ont été notifiées. On a découvert que *Cryptosporidium* infectait l'homme en 1976, et la transmission par l'eau a été confirmée pour la première fois en 1984.

Effets sur la santé humaine

Cryptosporidium provoque généralement une diarrhée qui guérit spontanément, parfois accompagnée de nausées, de vomissements et de fièvre, qui disparaissent habituellement après une semaine chez des personnes en bonne santé, mais qui peuvent durer un mois ou plus. La gravité de la cryptosporidiose varie selon l'âge et l'état immunitaire, les infections chez des personnes gravement immunodéprimées pouvant être fatales. L'impact des flambées de cryptosporidiose est relativement élevé en raison du grand nombre de personnes qui peuvent être concernées et des conséquences socio-économiques associées. Le coût total de la flambée de 1993 à Milwaukee (États-Unis) a été estimé à 96,2 millions de dollars US.

Source et distribution

Une grande diversité d'animaux sont des réservoirs de *C. hominis/parvum*, mais l'homme et le bétail, en particulier les jeunes animaux, sont la source la plus importante d'organismes infectieux pour l'homme. Les veaux peuvent excréter 10^{10} oocystes par jour. Des concentrations d'oocystes allant jusqu'à 14 000 par litre dans les eaux usées brutes et 5800 par litre dans les eaux de surface ont été notifiées. Les oocystes peuvent survivre pendant des semaines ou des mois dans l'eau douce. Des oocystes de *Cryptosporidium* ont été détectés dans de nombreux approvisionnements en eau de boisson. Cependant, dans la plupart des cas, il existe peu d'informations sur la présence ou l'absence d'espèces infectieuses pour l'homme. Les techniques analytiques normalisées actuellement disponibles fournissent une mesure indirecte de la viabilité mais pas d'indication sur l'infectiosité pour l'homme. Des oocystes sont également présents dans les eaux récréatives.

Voies d'exposition

Cryptosporidium est transmis par la voie fécale-orale. La voie d'infection principale est le contact de personne à personne. D'autres sources d'infection sont notamment la consommation de nourriture et d'eau contaminées, le contact direct avec des animaux de ferme infectés, et éventuellement avec des animaux domestiques. Des flambées ont été mises en lien avec de l'eau de boisson, des eaux récréatives et, dans une moindre mesure, de la nourriture contaminées. En 1993, *Cryptosporidium* a provoqué la plus grande flambée de maladie liée à l'eau enregistrée, avec plus de 400 000 personnes infectées par l'approvisionnement en eau de boisson de Milwaukee, États-Unis. L'infectiosité des oocystes de *Cryptosporidium* est relativement élevée. Des études sur des volontaires sains humains ont révélé que l'ingestion de moins de 10 oocystes peut entraîner une infection.

Importance pour l'eau de boisson

Le rôle de l'eau de boisson dans la transmission de *Cryptosporidium*, notamment dans de grandes flambées, est bien connu. Il importe donc de surveiller ces organismes. Les oocystes sont extrêmement résistants aux désinfectants oxydants tels que le chlore, mais des études basées sur des essais d'infectiosité ont montré que le rayonnement UV les inactivait. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, des mesures de maîtrise des risques destinées à réduire le risque potentiel dû à *Cryptosporidium* devraient être axées sur la prévention de la contamination de l'eau de source par des déchets provenant de l'homme et du bétail, un traitement approprié et une protection de l'eau pendant la distribution. En raison de leur taille relativement petite, l'élimination des oocystes par les procédés de filtration conventionnels sur matériau granulaire est très difficile. Une élimination acceptable nécessite des systèmes bien conçus et correctement utilisés. Les procédés de filtration sur membrane qui constituent une barrière physique directe peuvent être une alternative efficace pour éliminer les oocystes de *Cryptosporidium*. En raison de l'exceptionnelle résistance des oocystes aux désinfectants, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) ne peut être utilisé comme indicateur fiable de la présence/absence des oocystes de *Cryptosporidium* dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

- Corso PS et al. (2003) Cost of illness in the 1993 waterborne *Cryptosporidium* outbreak, Milwaukee, Wisconsin. *Emerging Infectious Diseases*, 9:426–431.
- Haas CN et al. (1996) Risk assessment of *Cryptosporidium parvum* oocysts in drinking water. *Journal of the American Water Works Association*, 88:131–136.
- Leav BA, Mackay M, Ward HD (2003) *Cryptosporidium* species: New insight and old challenges. *Clinical Infectious Diseases*, 36:903–908.
- Linden KG, Shin G, Sobsey MD (2001) Comparative effectiveness of UV wavelengths for the inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts in water. *Water Science and Technology*, 43:171–174.
- Medema G et al. (2009) *Risk assessment of Cryptosporidium in drinking water*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/WSH/09.04).
- Okhuysen PC et al. (1999) Virulence of three distinct *Cryptosporidium parvum* isolates for healthy adults. *Journal of Infectious Diseases*, 180:1275–1281.

Cyclospora cayetanensis

Description générale

Cyclospora cayetanensis est un protozoaire parasite coccidien obligatoire, unicellulaire et intracellulaire, qui appartient à la famille des Eimeriidae. Il produit des oocystes à paroi épaisse, de 8 à 10 µm de diamètre, qui sont excrétés dans les fèces d'individus infectés. *Cyclospora cayetanensis* est considéré comme un agent pathogène émergent transmis par l'eau.

Effets sur la santé humaine

Les sporozoïtes sont libérés à partir des oocystes quand ils sont ingérés et pénètrent dans les cellules épithéliales de l'intestin grêle d'individus sensibles. Les symptômes cliniques de la cyclosporiase sont notamment une diarrhée aqueuse, des crampes abdominales, une perte de poids, l'anorexie, une myalgie et occasionnellement des vomissements et/ou de la fièvre. La maladie est souvent récidivante.

Source et distribution

L'homme est le seul hôte identifié pour ce parasite. Les oocystes non sporulés parviennent dans l'environnement externe via les fèces et subissent une sporulation qui dure 7 à 12 jours, selon les conditions de l'environnement. Seuls les oocystes sporulés sont infectieux. Étant donné l'absence de technique de quantification, peu d'informations sont disponibles sur la prévalence de *Cyclospora* dans les environnements aqueux. Cependant, *Cyclospora* a été détecté dans des eaux usées et des sources d'eau.

Voies d'exposition

Cyclospora cayetanensis est transmis par la voie fécale-orale. La transmission de personne à personne est virtuellement impossible car les oocystes doivent sporuler à l'extérieur de l'hôte pour devenir infectieux. Les voies principales d'exposition sont l'eau et la nourriture contaminées. La source initiale de ces organismes lors des flambées liées à la nourriture n'a généralement pas été établie, mais la consommation de cultures vivrières irriguées avec de l'eau contaminée a été mise en cause dans plusieurs cas. L'eau de boisson a également été considérée comme une cause de flambées. La première notification concerne le personnel d'un hôpital à Chicago (États-Unis) en 1990. Les infections ont été associées à l'eau de conduite qui pouvait avoir été contaminée par de l'eau stagnante provenant d'un réservoir situé sur un toit. Une autre flambée a été notifiée au Népal où de l'eau de boisson constituée d'un mélange d'eau de rivière et d'eau municipale a été mise en lien avec des infections chez 12 individus sur 14 dans un groupe de soldats.

Importance pour l'eau de boisson

La transmission des agents pathogènes par l'eau de boisson a été confirmée. Les oocystes sont résistants à la désinfection et ne sont pas inactivés par les procédés de chloration généralement appliqués dans la production d'eau de boisson. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, des mesures de maîtrise des risques destinées à réduire le risque potentiel dû à *Cyclospora* comprennent la prévention de la contamination de l'eau de source par des déchets humains, complétée par un traitement approprié et par la protection de l'eau pendant la distribution. En raison de la résistance des kystes aux désinfectants, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) ne peut être utilisé comme indicateur fiable de la présence/absence de *Cyclospora* dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

Curry A, Smith HV (1998) Emerging pathogens: *Isospora*, *Cyclospora* and microsporidia. *Parasitology*, 117:S143–159.

Dowd SE et al. (2003) Confirmed detection of *Cyclospora cayetanensis*, *Encephalitozoon intestinalis* and *Cryptosporidium parvum* in water used for drinking. *Journal of Water and Health*, 1:117–123.

Goodgame R (2003) Emerging causes of traveller's diarrhea: *Cryptosporidium*, *Cyclospora*, *Isospora* and microsporidia. *Current Infectious Disease Reports*, 5:66–73.

Herwaldt BL (2000) *Cyclospora cayetanensis*: A review, focusing on the outbreaks of cyclosporiasis in the 1990s. *Clinical Infectious Diseases*, 31:1040–1057.

Rabold JG et al. (1994) *Cyclospora* outbreak associated with chlorinated drinking-water [letter]. *Lancet*, 344:1360–1361.

WHO (2002) Protozoan parasites (*Cryptosporidium*, *Giardia*, *Cyclospora*). In: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Geneva, World Health Organization, pp. 70–118.

Entamoeba histolytica

Description générale

Entamoeba histolytica est le protozoaire intestinal le plus répandu dans le monde. Il appartient à la superclasse des Rhizopoda dans le sous-embranchement des Sarcodina. *Entamoeba* a une forme trophozoïte (diamètre 10 à 60 µm), qui se nourrit et se réplique et qui, dans des conditions défavorables, se transforme en un kyste dormant (diamètre 10 à 20 µm). L'infection est contractée par l'ingestion de kystes. Des études récentes réalisées avec des sondes ARN et ADN ont démontré qu'il existait des différences génétiques entre les *E. histolytica* pathogènes et non pathogènes ; ces dernières ont été reclassées séparément en *E. dispar*.

Effets sur la santé humaine

Environ 85 à 95 % des infections humaines par *E. histolytica* sont asymptomatiques. L'amibiase intestinale aiguë a une période d'incubation de 1 à 14 semaines. La maladie clinique résulte de la pénétration des trophozoïtes amibiens dans les cellules épithéliales du tractus gastro-intestinal. Environ 10 % des individus infectés souffrent de dysenterie ou de colite. Les symptômes de la dysenterie amibienne sont notamment une diarrhée avec crampes, des douleurs abdominales basses, une température subfébrile et la présence de sang et de mucus dans les selles. Les ulcères produits par l'invasion des trophozoïtes peuvent s'approfondir en ulcères en forme de bouteille classiques de colite amibienne. *Entamoeba histolytica* peut envahir d'autres parties du corps, telles que le foie, les poumons et le cerveau, parfois avec une issue fatale.

Source et distribution

L'homme est le réservoir de l'infection et il ne semble pas exister d'autres réservoirs animaux importants de *E. histolytica*. Durant la phase aiguë de l'infection, les patients excrètent uniquement des trophozoïtes qui ne sont pas infectieux. Des cas chroniques et des porteurs asymptomatiques qui excrètent des kystes constituent des sources d'infection plus importantes et peuvent excréter jusqu'à $1,5 \times 10^7$ kystes par jour. *Entamoeba histolytica* peut être présent dans les eaux usées et dans l'eau contaminée. Les kystes peuvent rester viables dans des environnements aqueux appropriés pendant plusieurs mois à basse température. Le potentiel de transmission par l'eau est plus important dans les régions tropicales, où le taux de porteurs excède parfois 50 %, que dans les régions tempérées où la prévalence dans la population générale peut être inférieure à 10 %.

Voies d'exposition

Le contact de personne à personne et la nourriture contaminée par des personnes infectées qui la manipulent semblent être les principaux véhicules de transmission, bien que l'eau contaminée joue également un rôle substantiel. L'ingestion d'eau contaminée par des matières fécales et la consommation de cultures vivrières irriguées par de l'eau contaminée peuvent également participer à la transmission de l'amibiase. La transmission sexuelle, en particulier entre hommes homosexuels, a également été signalée.

Importance pour l'eau de boisson

La transmission de *E. histolytica* par l'eau de boisson contaminée a été confirmée. Les kystes sont relativement résistants à la désinfection et peuvent ne pas être inactivés par les procédés de chloration généralement appliqués dans la production d'eau de boisson. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, des mesures de maîtrise des risques destinées à réduire le risque potentiel dû à *E. histolytica* comprennent la prévention de la contamination de l'eau de source par des déchets humains, complétée par un traitement approprié et par la protection de l'eau pendant la distribution. En raison de la résistance des kystes aux désinfectants, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) ne peut être utilisé comme indicateur fiable de la présence/absence de *E. histolytica* dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

Marshall MM et al. (1997) Waterborne protozoan pathogens. *Clinical Microbiology Reviews*, 10:67–85.

Giardia intestinalis

Description générale

Les *Giardia* spp. sont des protozoaires flagellés qui parasitent le tractus gastro-intestinal de l'homme et de certains animaux. Le genre *Giardia* comprend un certain nombre d'espèces, mais l'infection chez l'homme (giardiase) est habituellement attribuée à *G. intestinalis*, également désigné *G. lamblia* ou *G. duodenalis*. *Giardia* a un cycle de vie relativement simple comprenant une forme trophozoïte flagellée, qui se multiplie dans le tractus gastro-intestinal, et un kyste infectieux à paroi épaisse qui est excrété par intermittences mais en grand nombre dans les fèces. Les trophozoïtes présentent une symétrie bilatérale et une forme ellipsoïdale. Les kystes sont de forme ovoïde et ont un diamètre de 8 à 12 µm.

Effets sur la santé humaine

Giardia est un parasite humain connu depuis 200 ans. Après ingestion et libération des trophozoïtes par les kystes, ceux-ci s'attachent aux surfaces du tractus gastro-intestinal. Les infections, tant chez l'enfant que chez l'adulte, peuvent être asymptomatiques. Dans les garderies, jusqu'à 20 % des enfants peuvent être porteurs de *Giardia* et excréter des kystes en l'absence de symptômes cliniques. Les symptômes de la giardiase peuvent résulter des dommages causés par les trophozoïtes, bien que les mécanismes par lesquels *Giardia* provoque la diarrhée et une malabsorption intestinale restent un sujet controversé. Généralement,

les symptômes comprennent la diarrhée et des crampes abdominales ; dans des cas graves, cependant, des déficiences dues à la malabsorption dans l'intestin grêle peuvent se manifester, surtout parmi les jeunes enfants. La giardiose est une maladie à guérison spontanée dans la plupart des cas mais elle peut être chronique chez certains patients et durer plus d'un an même chez des personnes par ailleurs en bonne santé. Des études sur des volontaires humains sains ont révélé que moins de 10 kystes peuvent entraîner un risque significatif d'infection.

Source et distribution

Giardia peut se multiplier dans une grande variété d'espèces animales, dont l'homme, qui excrètent des kystes dans l'environnement. Des nombres de kystes allant jusqu'à 88 000 par litre dans les eaux usées brutes et 240 par litre dans les ressources en eau de surface ont été notifiés. Ces kystes sont résistants et peuvent survivre pendant des semaines ou des mois dans l'eau douce. La présence de kystes dans les sources d'eau brute et les approvisionnements en eau de boisson a été confirmée. Cependant, on ne dispose pas d'informations sur la présence ou l'absence d'espèces infectieuses pour l'homme. Les techniques analytiques normalisées actuellement disponibles fournissent une mesure indirecte de la viabilité mais pas d'indication sur l'infectiosité pour l'homme. Des kystes sont également présents dans les eaux récréatives et des aliments contaminés.

Voies d'exposition

La voie de transmission de *Giardia* de loin la plus courante est le contact de personne à personne, en particulier parmi les enfants. Des flambées ont été mises en lien avec de l'eau de boisson contaminée, des eaux récréatives et, dans une moindre mesure, avec la nourriture. Des animaux ont été décrits comme étant une source de *G. intestinalis* infectieux pour l'homme, mais des études complémentaires sont nécessaires pour déterminer leur rôle.

Importance pour l'eau de boisson

Depuis plus de 30 ans, les flambées de giardiose liées à l'eau ont été associées à des approvisionnements en eau de boisson ; à une certaine époque, *Giardia* était l'agent le plus fréquemment identifié comme responsable de flambées liées à l'eau aux États-Unis. Les kystes de *Giardia* sont plus résistants que les bactéries entériques aux désinfectants oxydants, tels que le chlore, mais ils ne sont pas aussi résistants que les oocystes de *Cryptosporidium*. Le temps nécessaire pour une inactivation de 90 % en présence de chlore libre résiduel à raison de 1 mg/l est d'environ 25 à 30 minutes. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques pouvant être appliquées à la gestion des risques potentiels liés à *Giardia* sont la prévention de la contamination de l'eau de source par des déchets humains et animaux, complétée par un traitement et une désinfection appropriés et par la protection de l'eau pendant la distribution. En raison de la résistance des kystes aux désinfectants, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) ne peut être utilisé comme indicateur fiable de la présence/absence de *Giardia* dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

LeChevallier MW, Norton WD, Lee RG (1991) Occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* species in surface water supplies. *Applied and Environmental Microbiology*, 57:2610–2616.

- Ong C et al. (1996) Studies of *Giardia* spp. and *Cryptosporidium* spp. in two adjacent watersheds. *Applied and Environmental Microbiology*, 62:2798–2805.
- Rimhanen-Finne R et al. (2002) An IC-PCR method for detection of *Cryptosporidium* and *Giardia* in natural surface waters in Finland. *Journal of Microbiological Methods*, 50:299–303.
- Slifko TR, Smith HV, Rose JB (2000) Emerging parasite zoonoses associated with water and food. *International Journal for Parasitology*, 30:1379–1393.
- Stuart JM et al. (2003) Risk factors for sporadic giardiasis: A case–control study in southwestern England. *Emerging Infectious Diseases*, 9:229–233.
- WHO (2002) Protozoan parasites (*Cryptosporidium*, *Giardia*, *Cyclospora*). In: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Geneva, World Health Organization, pp. 70–118.

Isospora belli

Description générale

Isospora est un parasite coccidien obligatoire, unicellulaire, apparenté à *Cryptosporidium* et à *Cyclospora*. Il existe de nombreuses espèces d'*Isospora* qui infectent les animaux, mais seul *I. belli* est connu pour infecter l'homme, et l'homme est lui-même le seul hôte connu de cette espèce. *Isospora belli* est une des rares coccidies qui a un mode de reproduction sexuée dans l'intestin humain. Les oocystes sporulés sont ingérés et, après des cycles de vie asexués et sexués complets dans la muqueuse épithéliale de l'intestin grêle supérieur, des oocystes non sporulés sont libérés dans les fèces.

Effets sur la santé humaine

La maladie provoquée par *I. belli* est similaire à celle causée par *Cryptosporidium* et *Giardia*. Environ une semaine après l'ingestion d'oocystes viables, une fièvre de faible intensité, fatigue et malaises peuvent apparaître, ces symptômes étant bientôt suivis d'une diarrhée modérée et de douleurs abdominales vagues. L'infection guérit habituellement spontanément après une à deux semaines, mais, occasionnellement, diarrhée, perte de poids et fièvre peuvent persister pendant six semaines à six mois. L'isosporiasis symptomatique est plus courante chez les enfants que chez les adultes. L'infection est souvent associée à une immunodéficience d'individus chez lesquels les symptômes sont plus graves et ont plus de chances d'être récurrents ou chroniques, entraînant une malabsorption et une perte de poids. Les infections sont habituellement sporadiques et plus fréquentes dans les régions tropicales et subtropicales, bien qu'elles puissent se produire ailleurs, y compris dans les pays industrialisés. Des infections ont été notifiées en Amérique centrale et du sud, en Afrique et en Asie du sud-est.

Source et distribution

Les oocystes non sporulés sont excrétés dans les fèces d'individus infectés. Il faut un à deux jours aux oocystes pour sporuler dans l'environnement et produire la forme potentiellement infectieuse de cet organisme. Peu de données sont disponibles sur le nombre d'oocystes présents dans les eaux usées et les sources d'eau brute ou traitée. Ce manque de données est en grande partie dû au manque de techniques

sensibles et fiables pour le dénombrement quantitatif d'oocystes dans les environnements aqueux. La survie des oocystes dans l'eau et les environnements similaires est mal connue.

Voies d'exposition

Des conditions d'assainissement médiocres ainsi que l'eau et la nourriture contaminées sont les sources d'infection les plus vraisemblables, mais la transmission par l'eau n'a pas été confirmée. Les oocystes de *I. belli* sont probablement moins transmis directement de personne à personne que les oocystes de *Cryptosporidium* ou les kystes de *Giardia* car les oocystes de *I. belli* qui viennent d'être excrétés doivent rester dans l'environnement pendant un à deux jours pour sporuler avant de pouvoir infecter l'homme.

Importance pour l'eau de boisson

Les caractéristiques de *I. belli* indiquent que la maladie peut être transmise par des approvisionnements en eau de boisson contaminés, mais ceci n'a pas été confirmé. On ne dispose pas d'informations sur l'efficacité des procédés de traitement de l'eau pour l'élimination de *I. belli*, mais il est vraisemblable que l'organisme soit relativement résistant aux désinfectants. Il est nettement plus grand que *Cryptosporidium* et devrait être plus aisément éliminé par filtration. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques pouvant être appliquées à la gestion des risques potentiels liés à *I. belli* sont la prévention de la contamination de l'eau de source par des déchets humains, complétée par un traitement et une désinfection appropriés et par la protection de l'eau pendant la distribution. En raison de la résistance vraisemblable des oocystes aux désinfectants, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) ne peut être utilisé comme indicateur fiable de la présence/absence de *I. belli* dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

- Ballal M et al. (1999) *Cryptosporidium* and *Isospora belli* diarrhoea in immunocompromised hosts. *Indian Journal of Cancer*, 36:38–42.
- Bialek R et al. (2002) Comparison of autofluorescence and iodine staining for detection of *Isospora belli* in feces. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 67:304–305.
- Curry A, Smith HV (1998) Emerging pathogens: *Isospora*, *Cyclospora* and microsporidia. *Parasitology*, 117:S143–159.
- Goodgame R (2003) Emerging causes of traveller's diarrhea: *Cryptosporidium*, *Cyclospora*, *Isospora* and microsporidia. *Current Infectious Disease Reports*, 5:66–73.

Microsporidies

Description générale

Les microsporidies sont des parasites eucaryotes intracellulaires obligatoires appartenant à l'embranchement des Microspora. Bien que les microsporidies aient été initialement considérées comme des protozoaires, la classification scientifique est incertaine, des études récentes indiquant que ces organismes pourraient être

classés parmi les champignons. Plus de 100 genres de microsporidies et près de 1000 espèces ont été identifiés. Des infections se produisent dans chacun des principaux groupes d'animaux, vertébrés et invertébrés. Un certain nombre de genres ont été mis en cause dans des infections humaines, notamment *Enterocytozoon*, *Encephalitozoon* (notamment, *Septata*), *Nosema*, *Pleistophora*, *Vittaforma* et *Trachipleistophora*, ainsi qu'un groupe collectif de microsporidies non classées désigné microsporidium. Les microsporidies font partie des plus petits eucaryotes. Elles produisent des spores unicellulaires d'un diamètre de 1,0 à 4,5 µm et possèdent un filament polaire enroulé caractéristique pour injecter le sporoplasme dans une cellule hôte, initiant ainsi l'infection. Dans une cellule infectée, un processus complexe de multiplication prend place et de nouvelles spores sont produites et libérées dans les fèces, l'urine, les sécrétions respiratoires ou d'autres fluides corporels, selon l'espèce et le site d'infection.

Effets sur la santé humaine

Les microsporidies sont des agents pathogènes humains émergents identifiés principalement chez des personnes atteintes du Sida, mais leur capacité à provoquer une maladie chez des hôtes immunologiquement normaux a été reconnue. Des infections humaines ont été notifiées en divers endroits dans le monde, sur tous les continents. La manifestation clinique la plus courante chez des patients souffrant du Sida est une entérite sévère avec diarrhée chronique, déshydratation et perte de poids. Une longue maladie allant jusqu'à 48 mois a été notifiée. Les infections sont moins prononcées dans la population générale. L'infection par *Enterocytozoon* s'avère généralement limitée aux entérocytes intestinaux et à l'épithélium biliaire. Les *Encephalitozoon* spp. infectent une variété de cellules, notamment des cellules épithéliales et endothéliales, des fibroblastes, des cellules de tubules rénaux, des macrophages et peut-être d'autres types de cellules. Il existe des complications inhabituelles comme une kératoconjonctivite, une myosite ou une hépatite.

Source et distribution

Les sources de microsporidies infectieuses pour l'homme sont incertaines. Les spores sont vraisemblablement excrétées dans les fèces ainsi que dans l'urine et les sécrétions respiratoires. En raison du manque de techniques de quantification, il existe peu d'informations sur la prévalence des spores de microsporidies dans des environnements aqueux. Cependant, des microsporidies ont été détectées dans des eaux usées et des sources d'eau. Les observations indiquent que leurs nombres dans les eaux usées brutes peuvent être similaires à ceux de *Cryptosporidium* et *Giardia*, et qu'elles peuvent survivre dans certains environnements aqueux pendant plusieurs mois. Certains animaux, en particulier les porcins, peuvent servir d'hôte à des espèces infectieuses pour l'homme.

Voies d'exposition

La transmission des microsporidies est mal connue. Le contact de personne à personne et l'ingestion de spores présentes dans l'eau et la nourriture contaminées par des fèces ou de l'urine humaines sont probablement des voies importantes d'exposition. Une flambée de microsporidiose liée à l'eau impliquant environ 200 cas a été décrite à Lyon (France) durant l'été 1995. Cependant la source de l'organisme et la contamination fécale de l'approvisionnement en eau de boisson n'ont pas été démontrées. La transmission par l'inhalation de spores véhiculées par l'air ou des aérosols contenant des spores semble possible. Le rôle des animaux dans la transmission à l'homme n'est toujours pas clairement démontré. Les études épidémiologiques et expérimentales réalisées sur des mammifères laissent penser que les *Encephalitozoon* spp. peuvent être transmis à travers le placenta de la mère à l'enfant. Aucune information n'est disponible sur l'infectiosité des spores. Cependant, compte tenu de l'infectiosité des spores d'espèces étroitement apparentées, l'infectiosité des microsporidies pourrait être élevée.

Importance pour l'eau de boisson

La transmission par l'eau a été notifiée et une infection ayant de l'eau de boisson contaminée pour origine est plausible mais non confirmée. La réponse des microsporidies aux procédés de traitement de l'eau est mal connue. Selon une étude, les spores pourraient être sensibles au chlore. La petite taille de l'organisme rend vraisemblablement leur élimination difficile par des procédés de filtration. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques pouvant être appliquées à la gestion des risques potentiels liés aux microsporidies sont la prévention de la contamination de l'eau de source par des déchets humains et animaux, complétée par un traitement et une désinfection appropriés et par la protection de l'eau pendant la distribution. En raison du manque d'informations sur la sensibilité des espèces infectieuses de microsporidies à la désinfection, la fiabilité de *E. coli* (ou de coliformes thermotolérants) en tant qu'indicateur de la présence/absence de ces organismes dans les approvisionnements en eau de boisson est inconnue.

Bibliographie sélective

Coote L et al. (2000) Waterborne outbreak of intestinal microsporidiosis in persons with and without human immunodeficiency virus infection. *Journal of Infectious Diseases*, 180:2003–2008.

Dowd SE et al. (2003) Confirmed detection of *Cyclospora cayetanensis*, *Encephalitozoon intestinalis* and *Cryptosporidium parvum* in water used for drinking. *Journal of Water and Health*, 1:117–123.

Goodgame R (2003) Emerging causes of traveller's diarrhea: *Cryptosporidium*, *Cyclospora*, *Isospora* and microsporidia. *Current Infectious Disease Reports*, 5:66–73.

Joynson DHM (1999) Emerging parasitic infections in man. *The Infectious Disease Review*, 1:131–134.

Slifko TR, Smith HV, Rose JB (2000) Emerging parasite zoonoses associated with water and food. *International Journal for Parasitology*, 30:1379–1393.

Naegleria fowleri

Description générale

Les *Naegleria* sont des amœboflagellés libres largement distribués dans l'environnement. Il en existe plusieurs espèces, dont *N. fowleri* qui est la principale espèce infectieuse. Les *Naegleria* spp. présentent plusieurs stades : trophozoïte, flagellé et kyste. Le trophozoïte (10 à 20 µm) se déplace par la formation de pseudopodes éruptifs, se nourrit de bactéries et se reproduit par fission binaire. Le trophozoïte peut passer au stade flagellé, muni de deux flagelles antérieurs. Le flagellé ne se divise pas mais retourne au stade trophozoïte. Dans des conditions défavorables, le trophozoïte se transforme en un kyste circulaire (7 à 15 µm), qui lui permet de résister.

Effets sur la santé humaine

Naegleria fowleri provoque une méningo-encéphalite amibienne primaire chez des individus sains. Les amibes pénètrent dans le cerveau en passant par la muqueuse olfactive et la plaque cribiforme. La maladie est grave et les patients meurent souvent dans les 5 à 10 jours, avant que l'agent infectieux n'ait pu être diagnostiqué. Le traitement est difficile. Bien que l'infection soit rare, de nouveaux cas sont notifiés chaque année.

Source et distribution

Naegleria fowleri est thermophile et se développe à des températures allant jusqu'à 45° C. Il est présent dans les eaux douces de température appropriée et sa prévalence n'est qu'indirectement liée à l'activité humaine, dans la mesure où cette activité peut modifier la température ou entraîner la production de bactéries (source de nourriture). L'agent pathogène a été signalé dans de nombreux pays et est habituellement associé à des environnements aquatiques modifiés par la chaleur, tels que l'eau géothermique ou les piscines chauffées. Cependant, cet organisme a été détecté dans des approvisionnements en eau de boisson, en particulier ceux dans lesquels la température peut dépasser 25 à 30 °C. L'eau est la seule source d'infection connue. Les premiers cas de méningite amibienne ont été diagnostiqués en 1965 en Australie et en Floride. Depuis lors, environ 100 cas de méningo-encéphalite amibienne primaire ont été notifiés dans le monde.

Voies d'exposition

L'infection par *N. fowleri* est presque exclusivement contractée par exposition des voies nasales à l'eau contaminée. L'infection est principalement associée à l'utilisation récréative de l'eau, notamment les piscines et les spas, ainsi qu'à des eaux de surface naturellement chauffées par le soleil, des eaux de refroidissement industrielles et des sources géothermiques. Dans un certain nombre de cas, un lien avec une exposition à des eaux récréatives n'a pas été établi. Les méningo-encéphalites amibiennes primaires se produisent plus fréquemment durant l'été, quand la fréquentation des eaux récréatives augmente et quand la température de l'eau favorise la croissance de cet organisme. La consommation d'eau ou de nourriture contaminée et la transmission de personne à personne n'ont pas été notifiées comme voies de transmission.

Importance pour l'eau de boisson

Naegleria fowleri a été détecté dans des approvisionnements en eau de boisson. Bien que cela ne soit pas démontré, il est possible que des organismes provenant de l'eau de boisson jouent un rôle direct ou indirect (par exemple, si l'eau de boisson est utilisée dans les piscines). Tout approvisionnement en eau dont la température dépasse 30 °C de manière saisonnière ou dépasse continuellement 25 °C peut potentiellement permettre la croissance de *N. fowleri*. Dans de tels cas, une étude prospective périodique serait utile. On a montré que des concentrations résiduelles de chlore libre ou de monochloramine supérieures à 0,5 mg/l permettaient de lutter contre *N. fowleri*, à condition que le désinfectant persiste dans le réseau de distribution d'eau. Outre le maintien de concentrations résiduelles de désinfectant, d'autres mesures de maîtrise des risques destinées à limiter la présence d'organismes formant des biofilms permettront de réduire les sources de nourriture et par conséquent la croissance d'organismes dans les réseaux de distribution. Du fait de la présence de cette amibe dans l'environnement, *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants) ne peut être utilisé comme indicateur fiable de la présence/absence de *N. fowleri* dans les approvisionnements en eau de boisson.

Bibliographie sélective

- Behets J et al. (2003) Detection of *Naegleria* spp. and *Naegleria fowleri*: a comparison of flagellation tests, ELISA and PCR. *Water Science and Technology*, 47:117–122.
- Cabanes P-A et al. (2001) Assessing the risk of primary amoebic meningoencephalitis from swimming in the presence of environmental *Naegleria fowleri*. *Applied and Environmental Microbiology*, 67:2927–2931.
- Dorsch MM, Cameron AS, Robinson BS (1983) The epidemiology and control of primary amoebic meningoencephalitis with particular reference to South Australia. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 77:372–377.
- Martinez AJ, Visvesvara GS (1997) Free-living amphizoic and opportunistic amebas. *Brain Pathology*, 7:583–598.
- Parija SC, Jayakeerthee SR (1999) *Naegleria fowleri*: a free living amoeba of emerging medical importance. *Communicable Diseases*, 31:153–159.

Toxoplasma gondii

Description générale

Toxoplasma gondii est un parasite coccidien dont le chat est l'hôte final. Les félins hébergent le parasite dans leur tractus intestinal où a lieu la reproduction sexuée. La forme asexuée qui se multiplie activement dans l'hôte humain est un parasite intracellulaire obligatoire (3 à 6 µm de diamètre) appelé tachyzoïte. Une phase chronique de la maladie se développe lorsque les tachyzoïtes se transforment en bradyzoïtes à multiplication lente qui deviennent finalement des kystes dans le tissu hôte. Dans le cycle naturel, les souris et les rats contenant des kystes infectieux sont mangés par les chats qui servent d'hôtes au stade sexué du parasite. La paroi du kyste est digérée et les bradyzoïtes pénètrent dans les cellules épithéliales de l'intestin grêle. Plusieurs générations de multiplication intracellulaire entraînent le développement de microgamètes et de macrogamètes. La fécondation de ces derniers conduit au développement d'oocystes qui sont excrétés dans les fèces, 5 jours seulement après l'ingestion de kystes par le chat. Les oocystes ont besoin de 1 à 5 jours pour sporuler dans l'environnement. Les oocystes sporulés ainsi que les kystes tissulaires peuvent infecter des hôtes sensibles.

Effets sur la santé humaine

La toxoplasmose est habituellement asymptomatique chez l'homme. Dans un faible pourcentage de cas, des symptômes de type grippal, une lymphadénopathie et une hépatosplénomégalie se manifestent 5 à 23 jours après l'ingestion de kystes ou d'oocystes. Les kystes dormants, formés dans les tissus après infection primaire, peuvent être réactivés lorsque le système immunitaire est déprimé, entraînant une maladie disséminée atteignant le système nerveux central et les poumons et produisant des troubles neurologiques graves ou une pneumonie. Lorsque ces sites d'infection sont concernés, la maladie peut être mortelle chez des patients immunodéprimés. La toxoplasmose congénitale est principalement asymptomatique, mais peut provoquer une chorioretinite, des calcifications cérébrales, une hydrocéphalie, une thrombocytopenie grave et des convulsions. L'infection primaire en début de grossesse peut entraîner un avortement spontané, une mortinaissance ou une anomalie fœtale.

Source et distribution

La toxoplasmose est répandue dans le monde entier. Des estimations indiquent que, dans de nombreuses parties du monde, 15 à 30 % de la viande d'agneau et de porc est infectée par des kystes. La prévalence de l'excrétion d'ocystes par les chats peut être de 1 %. Environ 50 % de la population européenne âgée de 30 ans et plus est infectée et, en France, la proportion est proche de 80 %. Les oocystes de *Toxoplasma gondii* peuvent être présents dans les sources et les approvisionnements en eau contaminés par les excréments de chats infectés. Étant donné l'absence de méthodes pratiques de détection des oocystes de *T. gondii*, peu d'informations sont disponibles sur la prévalence des oocystes dans les approvisionnements en eau brute et traitée. On ne dispose pas non plus d'informations précises sur la survie et le comportement des oocystes dans les environnements aqueux. Cependant, des données qualitatives indiquent la présence d'ocystes dans l'eau contaminée par des matières fécales et suggèrent que les oocystes de *T. gondii* peuvent être aussi résistants aux conditions défavorables dans des environnements aqueux que les oocystes de parasites apparentés.

Voies d'exposition

Les oocystes de *T. gondii* qui sporulent après avoir été excrétés par les chats, de même que les kystes tissulaires, sont potentiellement infectieux. Les humains peuvent être infectés par ingestion d'ocystes excrétés par des chats soit par contact direct, soit par contact avec le sol ou l'eau contaminés. Deux flambées de toxoplasmose ont été associées à la consommation d'eau contaminée. Au Panama, l'eau d'un ruisseau contaminée par des oocystes de chats des marais (*Felis chaus*) a été identifiée comme source d'infection la plus probable, tandis qu'en 1995, une flambée survenue au Canada a été associée à un réservoir d'eau de boisson contaminé par des excréments de chats domestiques ou sauvages. Une étude menée au Brésil entre 1997 et 1999 a identifié la consommation d'eau de boisson non filtrée comme étant un facteur de risque de séropositivité à *T. gondii*. Plus fréquemment, l'homme contracte la toxoplasmose en consommant de la viande insuffisamment cuite ou crue et des produits carnés contenant des kystes de *T. gondii*. Une infection transplacentaire peut également se produire.

Importance pour l'eau de boisson

L'eau de boisson contaminée a été identifiée comme étant une source de flambées de toxoplasmose. On sait peu de choses sur la réponse de *T. gondii* aux procédés de traitement de l'eau. Les oocystes de *T. gondii* sont plus grands que ceux de *Cryptosporidium* et devraient pouvoir être éliminés par filtration. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques destinées à réduire le risque potentiel lié *T. gondii* devraient être axées sur la prévention de la contamination de l'eau de source par les chats sauvages et domestiques. Si nécessaire, *T. gondii* peut être éliminé par filtration. Étant donné le manque d'informations sur la sensibilité de *T. gondii* à la désinfection, la fiabilité de *E. coli* (ou de coliformes thermotolérants) en tant qu'indicateur de la présence/absence de ces organismes dans les approvisionnements en eau de boisson est inconnue.

Bibliographie sélective

Aramini JJ et al. (1999) Potential contamination of drinking water with *Toxoplasma gondii* oocysts. *Epidemiology and Infection*, 122:305–315.

Bahia-Oliveira LMG et al. (2003) Highly endemic, waterborne toxoplasmosis in North Rio de Janeiro State, Brazil. *Emerging Infectious Diseases*, 9:55–62.

Bowie WR et al. (1997) Outbreak of toxoplasmosis associated with municipal drinking water. The BC Toxoplasma Investigation Team. *Lancet*, 350:173–177.

Kourenti C et al. (2003) Development and application of different methods for the detection of *Toxoplasma gondii* in water. *Applied and Environmental Microbiology*, 69:102–106.

11.4 Helminthes pathogènes

Le terme « helminthe » vient du grec signifiant « ver » et désigne tous les types de vers, libres et parasites. La majorité des vers parasites sont classés principalement dans l'embranchement des nématodes (vers ronds) et celui des plathelminthes (vers plats comprenant les trématodes et les cestodes). Les helminthes parasites infectent un grand nombre de personnes et d'animaux dans le monde. Pour la plupart des helminthes, l'eau de boisson n'est pas une voie de transmission significative. Il existe cependant deux exceptions : *Dracunculus medinensis* (filaire de Médine) et *Fasciola* spp. (*F. hepatica* et *F. gigantica*) (douve du foie). *Dracunculus medinensis* et *Fasciola* spp. ont besoin d'hôtes intermédiaires pour compléter leur cycle de vie mais sont transmis par l'eau de boisson selon différents mécanismes. D'autres helminthiases peuvent être transmises par contact avec l'eau (schistosomiase) ou sont associées à l'utilisation d'eau non traitée en agriculture (ascaridiose, trichurose, infections à ankylostomes et strongyloïdose) mais ne sont habituellement pas transmises par l'eau de boisson.

Dracunculus medinensis

Dracunculus medinensis, communément appelé « filaire de Médine » appartient à l'embranchement des nématodes et est le seul nématode faisant l'objet d'une transmission significative par l'eau de boisson.

L'éradication de l'infection causée par la filaire de Médine dans le monde en 1995 était un objectif de la Décennie internationale de l'eau potable et de l'assainissement (1981–1990), objectif formalisé par l'Assemblée mondiale de la Santé elle-même en 1991. Le Programme d'éradication de *Dracunculus* a permis d'atteindre une réduction massive du nombre de cas. Le nombre de cas estimés s'élevait à 3,3 millions en 1986, 625 000 en 1990, moins de 60 000 en 2002 et seulement 3190 en 2009, majoritairement au Soudan. La draconculose se limite aux pays de la ceinture subsaharienne.

Description générale

D. medinensis est un ver qui se loge dans les tissus cutanés et sous-cutanés des individus infectés, la femelle pouvant atteindre une longueur de 700 mm contre 25 mm pour le mâle. Lorsque la femelle est prête à libérer les larves (embryons), son extrémité antérieure émerge d'une pustule ou d'un ulcère, habituellement sur le pied ou un membre inférieur et libère un grand nombre de larves rhabditiformes quand la partie affectée du corps est immergée dans l'eau. Les larves peuvent se déplacer dans l'eau pendant environ trois jours et, pendant cette période, elles peuvent être ingérées par un grand nombre d'espèces de *Cyclops* (copépodes cyclopoïdes, Crustacea). Les larves pénètrent dans l'hémocœlome, muent deux fois et peuvent infecter un nouvel hôte après environ 2 semaines. Si le *Cyclops* (0,5–2,0 mm) est avalé avec l'eau de boisson, les larves sont libérées dans l'estomac et pénètrent à travers les parois intestinale et péritonéale puis se logent dans les tissus sous-cutanés.

Effets sur la santé humaine

Les symptômes se manifestent juste avant l'éruption locale du ver. Les premières manifestations d'urticaire, érythème, dyspnée, vomissements, prurit et sensations de vertige sont de nature allergique. Dans environ 50 % des cas, le ver entier est extrudé en quelques semaines, la lésion guérit ensuite rapidement et l'incapacité est de courte durée. Dans les autres cas toutefois, des complications se produisent et la trace du ver est secondairement infectée, provoquant une réaction inflammatoire sévère pouvant entraîner la formation d'un abcès avec une douleur incapacitante qui peut durer des mois. La mortalité est extrêmement rare, mais les contractions de tendons et une arthrite chronique peuvent entraîner une incapacité permanente. L'impact économique peut être sensible. Selon une étude menée dans une région de l'est du Nigéria, la réduction annuelle de la production de riz atteint 11 %, entraînant un coût de 20 millions de dollars US

Source et distribution

L'infection par la filaire de Médine est géographiquement limitée à des pays de la ceinture subsaharienne. L'eau de boisson contenant des *Cyclops* infectés constitue la seule source d'infection par *Dracunculus*. La maladie se produit généralement dans des zones rurales dépourvues de réseaux d'eau canalisés. La transmission a une tendance fortement saisonnière, en rapport avec les changements dans les sources d'eau. Par exemple, la transmission est la plus élevée au début de la saison des pluies dans une zone de savane sèche au Mali, dans laquelle les précipitations annuelles sont inférieures à 800 mm alors qu'elle est la plus élevée durant la saison sèche dans la zone de savane humide du sud du Nigeria où les précipitations annuelles dépassent 1300 mm. La stratégie d'éradication associe diverses interventions : systèmes de surveillance intégrés, renforcement de mesures de confinement des cas, fourniture d'eau salubre, éducation sanitaire.

Voies d'exposition

La seule voie d'exposition est la consommation d'eau de boisson contenant des *Cyclops* spp. porteurs de larves infectieuses de *Dracunculus*.

Importance pour l'eau de boisson

Dracunculus medinensis est le seul parasite de l'homme qui pourrait être éradiqué dans un avenir proche en assurant un approvisionnement en eau de boisson salubre. L'infection peut être évitée par un certain nombre de mesures de maîtrise des risques relativement simples. Celles-ci comprennent des stratégies d'intervention pour éviter la libération dans l'eau de larves de *D. medinensis* par les vers femelles hébergés par les patients infectés et la lutte contre les *Cyclops* spp. dans les ressources en eau en utilisant des poissons. La prévention peut également consister à mettre des forages et des puits sûrs à la disposition de la population. Les puits et les sources devraient être entourés de murets en ciment et les bains et lavages devraient y être interdits. D'autres mesures de maîtrise des risques sont notamment la filtration de l'eau contenant des larves infectieuses de *Dracunculus* sur un tissu à maille fine pour éliminer les *Cyclops* spp. ou l'inactivation des *Cyclops* spp. dans l'eau de boisson par chloration.

Bibliographie sélective

Cairncross S, Muller R, Zagaria N (2002) Dracunculiasis (guinea worm disease) and the eradication initiative. *Clinical Microbiology Reviews*, 15:223–246.

Hopkins DR, Ruiz-Tiben E (1991) Strategies for dracunculiasis eradication. *Bulletin of the World Health Organization*, 69:533–540.

Fasciola spp.

La fasciolose est causée par deux espèces de trématodes du genre *Fasciola* : *F. hepatica*, présent en Europe, Afrique, Asie, Océanie et dans les Amériques et *F. gigantica*, présent principalement en Afrique et en Asie. La fasciolose humaine était considérée comme une maladie zoonotique secondaire jusqu'au milieu des années 1990. Dans la plupart des régions, la fasciolose est une maladie transmise par la nourriture. Cependant, la découverte de métacercaires en suspension dans l'eau, dans des régions d'hyperendémie (notamment, la région du haut plateau andin en Amérique du sud), indique que l'eau de boisson peut être une voie de transmission importante dans certains endroits.

Description générale

Le cycle biologique de *F. hepatica* et de *F. gigantica* dure environ 14 à 23 semaines et passe par deux hôtes. Le cycle comporte quatre phases. Dans la première phase, l'hôte final ingère des métacercaires. Les métacercaires se libèrent de leur kyste dans le tractus intestinal puis migrent vers le foie et les canaux biliaires. Après 3 à 4 mois, les douves atteignent leur maturité sexuelle et produisent des œufs qui sont excrétés dans la bile et l'intestin. Les douves adultes peuvent vivre 9 à 14 ans dans leur hôte. Durant la deuxième phase, les œufs sont excrétés par l'homme ou l'animal. Une fois dans l'eau douce, des miracidies se développent. Au cours de la troisième phase, les miracidies pénètrent dans des gastéropodes hôtes et se développent en cercaires qui sont libérés dans l'eau. Durant la quatrième et dernière phase, les cercaires nagent pendant une courte période jusqu'à ce qu'ils atteignent un site de fixation approprié (plantes aquatiques), où ils s'enkystent pour former des métacercaires qui deviennent infectieux en 24 heures. Certains métacercaires ne se fixent pas sur les plantes mais continuent de flotter dans l'eau.

Effets sur la santé humaine

Les parasites occupent les grands canaux biliaires et la vésicule biliaire. Les symptômes de la maladie sont différents pour la phase aiguë et la phase chronique de l'infection. La phase invasive ou aiguë peut durer 2 à 4 mois et est caractérisée par des symptômes tels que dyspepsie, nausées et vomissements, douleurs abdominales et forte fièvre (jusqu'à 40 °C). Une anémie et des réactions allergiques (par exemple, prurit, urticaire) peuvent également se produire. Chez les enfants, l'infection aiguë peut également être accompagnée de symptômes graves et quelquefois entraîner la mort. La phase obstructive ou chronique (après des mois ou des années d'infection) peut être caractérisée par un gonflement douloureux du foie et, dans certains cas, d'un ictère, de douleurs thoraciques, d'une perte de poids et d'une cholélithiase. Les séquelles les plus importantes sont des lésions et une fibrose hépatiques ainsi qu'une inflammation chronique des canaux biliaires. Les douves immatures peuvent dévier durant leur migration, pénétrer dans d'autres organes et provoquer une fasciolose ectopique dans divers tissus sous-cutanés. La fasciolose peut être traitée par le triclabendazole.

Source et distribution

La fréquence des infections chez l'homme a augmenté dans 51 pays sur les cinq continents. Les estimations du nombre de personnes atteintes de fasciolose vont de 2,4 à 17 millions, voire plus, du fait de la prévalence non quantifiée dans de nombreux pays d'Afrique et d'Asie.

L'analyse de la distribution géographique des cas humains montre que la corrélation entre la fasciolose humaine et la fasciolose des animaux est faible. Les prévalences élevées chez l'homme ne sont pas nécessairement en lien avec des régions où la fasciolose représente un problème vétérinaire important. Des problèmes sanitaires majeurs associés à la fasciolose sont constatés dans les pays andins (État plurinational de Bolivie, Pérou, Chili, Équateur), les Antilles (Cuba), l'Afrique du Nord (Égypte), le Proche-Orient (République islamique d'Iran et pays voisins) et l'Europe occidentale (Portugal, France et Espagne).

Voies d'exposition

L'homme peut contracter une fasciolose quand il ingère des métacercaires infectieux en mangeant des plantes aquatiques non cuites (et, dans certains cas, des plantes terrestres telles que la laitue, irriguée avec de l'eau contaminée), en buvant de l'eau contaminée, en utilisant des ustensiles lavés dans une eau contaminée ou en mangeant du foie cru infecté par des douves immatures.

Importance pour l'eau de boisson

L'eau est souvent mentionnée comme source d'infection. Sur le haut plateau bolivien, 13 % des isolats de métacercaires sont flottants. Dans des régions d'hyperendémie, l'eau de boisson non traitée contient souvent des métacercaires flottants ; par exemple, un petit ruisseau traversant la région du haut plateau de l'État plurinational de Bolivie contenait jusqu'à 7 métacercaires par 500 ml. L'importance de la transmission de la fasciolose par l'eau est démontrée par des preuves indirectes. Il existe des associations positives significatives entre l'infection par la douve du foie et l'infection par d'autres helminthes et des protozoaires transmis par l'eau dans les pays andins et en Égypte. Dans de nombreuses régions d'hyperendémie humaine des Amériques, les populations n'ont pas l'habitude de manger du cresson ou d'autres plantes aquatiques. Dans la région du delta du Nil, les personnes vivant dans des maisons disposant d'eau canalisée étaient davantage exposées au risque d'infection. Les métacercaires sont probablement résistants à la chloration mais devraient être éliminés par divers procédés de filtration. Par exemple à Tiba (Égypte), la prévalence chez l'homme a nettement diminué lorsque des dispositifs de lavage spécialement construits ont été alimentés par de l'eau filtrée.

Bibliographie sélective

- Mas-Coma S (2004) Human fascioliasis. In: Cotruvo JA et al., eds. *Waterborne zoonoses: Identification, causes, and controls*. IWA Publishing, London, on behalf of the World Health Organization, Geneva.
- Mas-Coma S, Esteban JG, Bargues MD (1999) Epidemiology of human fascioliasis: A review and proposed new classification. *Bulletin of the World Health Organization*, 77(4):340–346.
- WHO (1995) *Control of foodborne trematode infections*. Geneva, World Health Organization (WHO Technical Report Series, No. 849).

Nématodes libres

Description générale

Les nématodes sont les métazoaires (pluricellulaires) les plus nombreux sur terre. Un grand nombre d'entre eux sont des parasites d'insectes, de plantes ou d'animaux, y compris l'homme. Les espèces libres sont abondantes dans les environnements aqueux, tant en eau douce que dans l'eau de mer et les sols. Non seulement une vaste majorité des espèces décrites est mal connue sur le plan biologique, mais des milliers d'autres espèces restent à découvrir. Les nématodes sont structurellement simples, le tube digestif allant de la bouche située à l'extrémité antérieure à l'ouverture postérieure près de la queue et pouvant être décrit comme un tube dans un tube. Les nématodes trouvés dans les réseaux d'eau de boisson ont une taille comprise entre 0,1 mm et plus de 0,6 mm.

On distingue environ 20 ordres différents dans l'embranchement des nématodes. Quatre de ces ordres (Rhabditida, Tylenchida, Aphelenchida et Dorylaimida) sont particulièrement fréquents dans le sol. Parmi les nématodes libres non pathogènes trouvés dans l'eau de boisson, on peut citer *Cheilobus*, *Diplogaster*, *Tobrilus*, *Aphelenchus* et *Rhabditis*.

Effets sur la santé humaine

La présence de nématodes libres dans l'eau de boisson n'indique pas nécessairement une menace sanitaire directe. Elle est en grande partie considérée par les distributeurs d'eau de boisson comme un problème « esthétique » soit directement, soit parce qu'elle est associée à un changement de coloration. Il a été signalé que des concentrations élevées de nématodes dans l'eau de boisson donnaient un goût désagréable à celle-ci. La présence de nématodes libres dans l'eau de boisson réduit son acceptabilité par le consommateur.

On a émis l'hypothèse selon laquelle les nématodes libres pourraient être porteurs de bactéries pathogènes dans leur tube digestif. De telles bactéries seraient protégées contre la désinfection par le chlore et pourraient donc présenter un danger pour la santé. Des entérobactéries ont été isolées de la microflore du tube digestif de nématodes prélevés dans un approvisionnement en eau traitée et dans l'eau brute d'origine. Cependant, ces bactéries n'appartenaient à aucun genre pathogène. Des agents pathogènes opportunistes, tels que *Nocardia* et *Mycobacterium*, peuvent également être transportés dans le tube digestif de nématodes libres. Il n'y a pas de raison de supposer que des agents pathogènes seraient sélectivement favorisés. Les micro-organismes présents dans le tube digestif des nématodes libres ont beaucoup plus de chances de refléter la microflore des sédiments et des biofilms où ils se nourrissent.

Dans certains cas, les larves mobiles de nématodes parasites, tels que les ankylostomes (*Necator americanus* et *Ancylostoma duodenale*) et les anguillules (*Strongyloides stercoralis*), sont capables de se déplacer à travers les filtres à sable ou peuvent être introduites dans l'eau de boisson pendant la distribution suite à une contamination fécale. Il existe également certaines autres espèces de nématodes qui pourraient théoriquement infecter l'homme par ingestion d'eau contaminée. Une telle source d'infection est toutefois difficile à prouver. *Dracunculus medinensis* est un nématode parasite important qui peut être présent dans l'eau de boisson. Il est traité ailleurs dans la présente section.

Source et distribution

Comme les nématodes libres sont ubiquitaires, ils peuvent pénétrer dans l'approvisionnement en eau de boisson sous forme d'œuf, de larve ou d'adulte libre, aux niveaux du stockage, du traitement, de la distribution ou des foyers domestiques. La concentration de nématodes libres dans la source d'eau brute

correspond généralement à la turbidité de l'eau. Plus celle-ci est élevée, plus importante sera la concentration de nématodes libres.

Par temps chaud ou même dans des conditions de température modérée, les filtres lents à sable peuvent libérer des nématodes - ainsi que des oligochètes (par exemple, *Aeolosoma* spp.), des larves d'insectes (par exemple, *Chironomus* spp.) et des moustiques (*Culex* spp.) – qui passent dans l'eau filtrée. Les animaux aquatiques qui parviennent à pénétrer dans les dispositifs de traitement de l'eau de boisson sont en grande partie des espèces benthiques vivant sur le fond ou les bords des plans d'eau.

Voies d'exposition

Le risque sanitaire lié à une exposition aux nématodes par ingestion d'eau de boisson, pendant des activités de loisir ou éventuellement par la consommation de légumes frais fertilisés par des eaux usées n'ayant pas été traitées de manière à tuer les organismes est également un sujet de préoccupation. Il est difficile de distinguer, d'une part, les larves pathogènes d'ankylostomes et d'anguillules et, d'une part, celles de nématodes libres non pathogènes dans l'eau. Cette détermination nécessite des connaissances spéciales en nématologie.

Importance pour l'eau de boisson

Habituellement, on ne trouve pas de nématodes en grand nombre dans des réseaux d'eau de boisson canalisés bien entretenus. Les œufs ou les larves infectieuses des espèces parasites pour l'homme (*Ascaris*, *Trichuris*, *Ancylostoma*, *Necator* et *Strongyloides*) et de nombreux nématodes non pathogènes ne sont habituellement pas présents dans les sources d'eau souterraine protégées ou sont généralement éliminés par les procédés de traitement.

Dans certaines circonstances, lorsque l'eau contient une forte concentration de nutriments ou de matière organique et que les températures ambiantes sont favorables, les nématodes libres peuvent se nourrir des micro-organismes contenus dans les biofilms ou dans les boues des procédés de traitement ou dans les conduites d'eau et donc se multiplier dans le réseau. Ceci est particulièrement vrai si les sources d'eau de boisson n'ont pas été protégées de manière adéquate, si les systèmes de traitement ne sont pas appropriés, ne fonctionnent pas ou ne sont pas entretenus correctement, s'il y a des fuites dans le réseau de distribution ou si celui-ci comporte de nombreuses zones d'eau stagnante ou « zones mortes ». La détection d'un grand nombre de nématodes (vivants et morts) dans l'eau de boisson signale un problème qui doit être résolu, sans nécessairement impliquer un risque sanitaire direct.

Bibliographie sélective

- Ainsworth R, ed. (2004) Safe piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems. Geneva, World Health Organization.
- Brusca RC, Brusca GJ (2002) Invertebrates, 2nd ed. Sunderland, MA, Sinauer Associates Inc.
- Chang SL, Woodward RL, Kabler PW (1960) Survey of free-living nematodes and amebas in municipal supplies. *Journal of the American Water Works Association*, 52:613.
- Endo T, Morishima Y (2004) Major helminth zoonoses in water. In: Cotruvo JA et al., eds. *Waterborne zoonoses: Identification, causes, and controls*. IWA Publishing, London, on behalf of the World Health Organization, Geneva, pp. 291–304.
- Evens C, Greaves GF (1979) Penetration of water treatment works by animals. Medmenham, Water Research Centre (Technical Report TR 115).
- Lupi E, Ricci V, Burrini D (1995) Recovery of bacteria in nematodes from a drinking water supply. *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua*, 44:212–218.
- McSorley R (2007) Soil-inhabiting nematodes, Phylum Nematoda. Gainesville, FL, University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences, Department of Entomology and Nematology.
- Mott JB, Mulamoottil G, Harrison AD (1981) A 13-month survey of nematodes at three water treatment plants in southern Ontario, Canada. *Water Research*, 15:729.

Tombes AS et al. (1979) The relationship between rainfall and nematode density in drinking water. *Water Research*, 13:619.

Schistosoma spp.

Description générale

Le genre *Schistosoma* est un membre de la classe des Trematoda, habituellement appelés trématodes ou douves. Le cycle biologique dure environ 3 à 4 mois et passe par deux hôtes. Il existe environ 20 espèces de *Schistosoma*, et on trouve des trématodes adultes chez l'homme et d'autres mammifères ainsi que chez des oiseaux. Contrairement à d'autres espèces de trématodes, *Schistosoma* a deux formes sexuées distinctes. Chez les schistosomes humains les plus importants, les douves adultes mesurent 12 à 20 mm de long et 0,3 à 0,6 mm de large ; les douves mâles sont plus courtes et plus épaisses que les femelles. Les vers adultes des schistosomes se logent dans les vaisseaux sanguins mésentériques de l'hôte final. Lorsqu'ils arrivent à maturité, les vers s'accouplent et les femelles produisent des œufs qui sont ronds ou ovales et dont la longueur varie de 50 à 200 µm. Selon l'espèce infectieuse, un grand nombre d'œufs libérés par les femelles atteignent soit l'intestin, soit la vessie et sont excrétés dans les fèces ou l'urine, respectivement. Les œufs éclosent dans l'eau douce et les larves (miracidies) envahissent les gastéropodes hôtes où elles passent par une phase de reproduction asexuée et deviennent des larves infectieuses (cercaires). Les cercaires ont une forme de poire et une queue fourchue et mesurent 400 à 600 µm de long. Ils sont ensuite libérés dans l'eau et envahissent leur hôte final, l'homme notamment.

Effets sur la santé humaine

La schistosomiase, également appelée bilharziose, regroupe les maladies infectieuses causées par cinq espèces majeures de *Schistosoma* chez l'homme. La schistosomiase intestinale est provoquée par *Schistosoma mansoni*, *S. japonicum*, *S. mekongi* et *S. intercalatum*, tandis que la schistosomiase urinaire est provoquée par *S. haematobium*. La plupart des symptômes de la schistosomiase résultent de la réaction du corps aux œufs pondus et dépendent de l'intensité de la réponse immunitaire de l'hôte ; ils ne sont pas dus aux vers eux-mêmes. Dès lors, les symptômes dépendent de la quantité et de la localisation des œufs chez l'hôte humain et les infections bénignes peuvent être asymptomatiques. Chez certaines personnes, une réaction allergique initiale (fièvre de Katayama), comprenant fièvre, frissons, douleurs musculaires et toux, peut apparaître 1 à 2 mois après l'infection, immédiatement avant ou pendant le dépôt initial des œufs. Les infections chroniques à *S. mansoni*, *S. japonicum*, *S. intercalatum* et *S. mekongi* se manifestent principalement par des symptômes intestinaux et hépatiques, notamment une diarrhée sanglante (dysenterie bilharzienne), des douleurs abdominales et une hépatosplénomégalie, tandis que l'infection par *S. haematobium* touche le système urinaire provoquant notamment une dysurie et une hématurie. Les complications importantes potentiellement létales qui découlent d'infections chroniques sont notamment la fibrose hépatique et l'hypertension portale. La schistosomiase urinaire est associée au développement d'un cancer de la vessie et à une insuffisance rénale. Plus rarement, on trouve des œufs dans le cerveau ou la moelle épinière pouvant produire des symptômes cérébraux tels que des crises et une paralysie. Les cas d'infection chez les jeunes peuvent être associés à l'anémie et la malnutrition. Un retard de croissance et de développement ainsi qu'une déficience cognitive sont des signes de morbidité chez les enfants d'âge scolaire infectés. Au total, plus de 200 millions de personnes sont infectées dans 75 pays. Le nombre de décès liés à la schistosomiase est estimé à 20 000 par an. La schistosomiase a une grande importance sanitaire et socio-économique dans les pays en développement où elle est endémique.

Source et distribution

Les schistosomes se rencontrent principalement dans les sources d'eau douce tropicales et subtropicales. *Schistosoma mansoni* est présent en Afrique, dans la péninsule arabique, au Brésil, au Surinam, dans la république bolivarienne du Venezuela et sur certaines îles des Antilles ; *S. haematobium* est présent en Afrique et au Moyen-Orient ; on trouve *S. japonicum* en Chine, aux Philippines et sur l'île de Sulawesi (Indonésie) ; *S. intercalatum* est présent dans certains pays d'Afrique centrale ; et *S. mekongi* est limité au fleuve Mékong au Cambodge et dans la République démocratique populaire du Laos. Des projets de développement des ressources en eau, y compris la construction de barrages, ont été identifiés comme des sources potentielles de taux élevés de schistosomiase résultant de la création d'un plus grand nombre d'habitats pour les gastéropodes d'eau douce. L'homme est le principal réservoir de *S. haematobium*, *S. intercalatum* et *S. mansoni*, bien que ce dernier ait également été observé chez des rongeurs. De nombreux animaux, notamment l'homme, le chien, le chat, les rongeurs, les porcins, le bétail et le buffle d'Asie sont des réservoirs potentiels de *S. japonicum*, tandis que l'homme et le chien sont des réservoirs potentiels de *S. mekongi*.

Voies d'exposition

L'infection se produit par pénétration à travers la peau de personnes exposées aux cercaires nageant librement dans des eaux utilisées pour des activités agricoles, domestiques et récréatives. L'infection n'est pas contractée en consommant de l'eau de boisson. Les cercaires de schistosomes infectant l'homme pénètrent rapidement à travers la peau et se transforment en schistosomules qui migrent vers les poumons par le système circulatoire et se développent en douves adultes dans les veines mésentériques. Si les cercaires de schistosomes non infectieuses pour l'homme entrent en contact avec la peau humaine, elles ne peuvent survivre mais peuvent provoquer une réponse inflammatoire, en particulier chez les hôtes qui ont déjà été exposés précédemment. Une éruption papuleuse, également appelée dermatite cercarienne schistosomale, peut se produire aux points de pénétration des cercaires. Les cercaires de schistosomes aviaires et probablement de schistosomes bovins sont responsables d'une majorité de cas de cette dermatite qui a été observée dans le monde entier. La transmission de personne à personne ne se produit pas.

Importance pour l'eau de boisson

La plupart des infections se produisent au sein de communautés pauvres qui n'ont pas accès à une eau de boisson salubre ni à un assainissement approprié. Le fait de disposer aisément d'une eau de boisson salubre contribue à la prévention quand cette eau remplace l'eau contaminée dans les usages domestiques. Dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau, les mesures de maîtrise des risques sont notamment la prévention de la contamination de l'eau de source par des déchets humains, des programmes de lutte contre les gastéropodes et un traitement approprié. Les cercaires de *Schistosoma* peuvent être éliminés par filtration et inactivés par chloration.

Bibliographie sélective

Boulanger D et al. (1999) The oral route as a potential way of transmission of *Schistosoma bovis* in goats. *Journal of Parasitology*, 85:464–467.

Esrey SA et al. (1991) Effects of improved water supply and sanitation on ascariasis, diarrhoea, dracunculiasis, hookworm infection, schistosomiasis, and trachoma. *Bulletin of the World Health Organization*, 69:609–621.

Giver H et al. (1999) Peroral infection of pigs with *Schistosoma japonicum* cercariae. *Veterinary Parasitology*, 83:161–165.

Hunter JM et al. (1993) *Parasitic diseases in water resources development: The need for intersectoral negotiation*. Geneva, World Health Organization.

Noda S et al. (1997) Effect of piped water supply on human water contact patterns in a *Schistosoma haematobium*-endemic area in Coast Province, Kenya. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 56:118–126.

Steinmann P et al. (2006) Schistosomiasis and water resources development: Systematic review, meta-analysis, and estimates of people at risk. *Lancet Infectious Diseases*, 6:411–425.

11.5 Cyanobactéries toxiques

On trouvera des informations plus détaillées dans le document d'appui Toxic cyanobacteria in water (Annexe 1).

Description générale

Les cyanobactéries sont des bactéries photosynthétiques qui ont des propriétés communes avec les algues. Elles possèdent notamment de la chlorophylle *a* et libèrent de l'oxygène lors de la photosynthèse. Les espèces utilisées anciennement pour la nomenclature avaient une couleur bleutée, ce qui explique le nom « algues bleues » couramment donné à ces organismes. Cependant, du fait de la production de différents pigments, nombre d'entre elles n'ont pas cette couleur et peuvent aller du bleu-vert au jaune-brun et au rouge. La plupart des cyanobactéries sont phototrophes mais certaines sont hétérotrophes. Elles peuvent se multiplier sous forme de cellules séparées, de filaments multicellulaires ou de colonies. L'observation au microscope permet de les identifier par leur morphologie jusqu'au niveau du genre ou même de l'espèce. Certaines espèces prolifèrent à la surface de l'eau en formant des « blooms » ou de l'écume, tandis que d'autres sont dispersées de manière homogène sur toute la hauteur du plan d'eau ou vivent sur le fond (formes benthiques). Certaines cyanobactéries sont capables de réguler leur flottabilité grâce à des vacuoles gazeuses et certaines espèces peuvent fixer l'azote élémentaire dissous dans l'eau. La caractéristique la plus importante des cyanobactéries en termes d'impact sanitaire est la production de toxines par diverses espèces.

Effets sur la santé humaine

De nombreuses cyanobactéries produisent des toxines puissantes, comme indiqué dans le Tableau 11.1. Les toxines cyanobactériennes sont également traitées dans la section 8.5.1. Chaque toxine a des propriétés spécifiques présentant un risque particulier, notamment en endommageant le foie ou le système nerveux ou en favorisant le développement de tumeurs. Les symptômes aigus décrits après une exposition comprennent des troubles gastro-intestinaux, de la fièvre et des irritations de la peau, des oreilles, des yeux, de la gorge et du tractus respiratoire. Les cyanobactéries ne se multiplient pas dans le corps humain et ne sont donc pas infectieuses.

Tableau 11.1 Cyanotoxines produites par les cyanobactéries

Espèces toxiques	Cyanotoxines
<i>Anabaena</i> spp.	Microcystines, saxitoxines, anatoxine-a, anatoxine-a(s)
<i>Aphanizomenon</i> spp.	Anatoxine-a, saxitoxines, cylindrospermopsines
<i>Cylindrospermum</i> spp.	Anatoxine-a
<i>Cylindrospermopsis</i> spp.	Cylindrospermopsines, saxitoxines
<i>Lyngbya</i> spp.	Cylindrospermopsines, saxitoxines, lyngbyatoxines

Espèces toxiques	Cyanotoxines
<i>Microcystis</i> spp.	Microcystines, anatoxine-a (faibles quantités)
<i>Nodularia</i> spp.	Nodularines
<i>Nostoc</i> spp.	Microcystines
<i>Oscillatoria</i> spp.	Anatoxine-a, microcystines
<i>Planktothrix</i> spp.	Anatoxine-a, homoanatoxine-a, microcystines
<i>Raphidiopsis curvata</i>	Cylindrospermopsines
<i>Umezakia natans</i>	Cylindrospermopsines

Source et distribution

Les cyanobactéries sont largement répandues et sont présentes dans divers environnements, dont le sol, l'eau de mer et surtout l'eau douce. Certaines conditions environnementales, notamment le soleil, des concentrations élevées de nutriments, une faible agitation et un temps chaud, peuvent favoriser leur croissance. Selon l'espèce, elles peuvent conférer à l'eau une coloration verdâtre en raison de la densité élevée de cellules en suspension et, dans certains cas, en raison de la formation d'écume en surface. De telles densités peuvent être à l'origine de concentrations élevées de toxines.

Voies d'exposition

Les risques sanitaires potentiels sont dus à l'exposition à des toxines par ingestion d'eau de boisson, lors d'activités récréatives, en prenant une douche et potentiellement par la consommation de compléments alimentaires à base d'algues en comprimés. Le risque principal lié à de nombreuses cyanotoxines résulte d'une exposition répétée ou chronique ; cependant, certains cas sont liés à une toxicité aiguë (par exemple, les lyngbyatoxines et les neurotoxines de type saxitoxine et anatoxine). Des décès humains ont été constatés suite à une utilisation d'eau traitée de manière inappropriée pour la dialyse rénale. Une exposition dermique peut entraîner une irritation de la peau et des muqueuses et éventuellement aussi des réactions allergiques.

Importance pour l'eau de boisson

Les cyanobactéries sont présentes dans la plupart des eaux de surface avec une faible densité cellulaire. Cependant, dans des conditions environnementales favorables à leur prolifération, des blooms caractérisés par une forte densité peuvent se produire. L'eutrophisation (augmentation de la croissance biologique associée à une augmentation de la concentration en nutriments) peut favoriser le développement de blooms de cyanobactéries. Parmi les mesures de maîtrise des risques destinées à réduire les risques d'apparition de blooms figurent notamment la gestion des captages afin de minimiser les apports de nutriments dans les eaux de source, le maintien de l'écoulement dans les cours d'eau régularisés et la mise en œuvre de techniques destinées à la fois à empêcher la stratification et à réduire la libération de nutriments à partir de sédiments déposés dans les réservoirs.

Bibliographie sélective

Backer LC (2002) Cyanobacterial harmful algal blooms (CyanoHABs): Developing a public health response. *Lake and Reservoir Management*, 18:20–31.

Chorus I, Bartram J, eds (1999) *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Published by E & FN Spon, London, on behalf of the World Health Organization, Geneva.

Lahti K et al. (2001) Occurrence of microcystins in raw water sources and treated drinking water of Finnish waterworks. *Water Science and Technology*, 43:225–228.

11.6 Organismes indicateurs

Les organismes indicateurs sont utilisés dans des buts divers, notamment comme indicateurs de :

- contamination fécale dans le cadre de la vérification et de la surveillance ;
- l'efficacité de procédés tels que la filtration ou la désinfection dans le cadre de la validation ;
- l'intégrité et la propreté des réseaux de distribution dans le cadre du suivi opérationnel.

Les organismes indicateurs sont également traités dans la section 7.4 et le document d'appui *Assessing microbial safety of drinking water* (Annexe 1).

Bactéries coliformes totales

Description générale

Les bactéries coliformes totales comprennent une grande diversité de bacilles aérobies et anaérobies facultatifs, à Gram négatif, non sporulants, capables de croître en présence de concentrations relativement élevées de sels biliaries, de fermenter le lactose et de produire des acides ou des aldéhydes dans les 24 heures à 35–37 °C. *Escherichia coli* et les coliformes thermotolérants forment un sous-ensemble du groupe des coliformes totaux, capables de fermenter le lactose à des températures plus élevées (voir ci-dessous). Durant le processus de fermentation du lactose, les coliformes totaux produisent l'enzyme β -galactosidase. Traditionnellement, les bactéries coliformes sont considérées comme appartenant aux genres *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* et *Enterobacter*, mais le groupe est plus hétérogène et comprend un plus grand nombre de genres, notamment *Serratia* et *Hafnia*. Le groupe des coliformes totaux comprend à la fois des espèces fécales et environnementales.

Valeur en tant qu'indicateur

Les coliformes totaux comprennent des organismes qui peuvent survivre et croître dans l'eau. Ils ne sont donc pas utiles comme indicateurs des organismes fécaux mais ils peuvent être utilisés pour évaluer la propreté et l'intégrité des réseaux de distribution ainsi que la présence potentielle de biofilms. Cependant, il existe de meilleurs indicateurs répondant à ces objectifs. Il a été proposé d'utiliser les coliformes totaux en tant qu'indicateur de désinfection. Cependant, le test des coliformes totaux est beaucoup plus lent et moins fiable que la mesure directe de la concentration résiduelle de désinfectant. En outre, les coliformes totaux sont beaucoup plus sensibles à la désinfection que les virus et les protozoaires entériques. Les mesures du nombre de bactéries hétérotrophes (NBH) permettent de détecter une plus grande variété de micro-organismes et sont généralement considérées comme un meilleur indicateur de l'intégrité et de la propreté des réseaux de distribution.

Source et distribution

Les bactéries coliformes totales (à l'exclusion de *E. coli*) sont présentes à la fois dans les eaux usées et dans les eaux naturelles. Certaines de ces bactéries sont excrétées dans les fèces humaines et animales, mais de nombreux coliformes sont hétérotrophes et capables de se multiplier dans l'eau et le sol. Les coliformes totaux peuvent également survivre et croître dans les réseaux de distribution d'eau, notamment en présence de biofilms.

Application en pratique

Les coliformes totaux sont généralement mesurés dans des échantillons d'eau de 100 ml. Diverses méthodes relativement simples sont disponibles et fondées sur la production d'acide à partir du lactose ou sur la production de β -galactosidase. Les méthodes comprennent la filtration sur membrane, puis l'incubation des membranes sur des milieux sélectifs à 35-37 °C et le comptage des colonies après 24 heures. D'autres méthodes sont notamment la méthode du nombre le plus probable en utilisant des tubes ou des plaques de microtitration et les tests de présence/absence. Des kits de test de terrain sont également disponibles.

Importance pour l'eau de boisson

Les coliformes totaux devraient être absents immédiatement après la désinfection ; leur présence indique que le traitement est inadéquat. La présence de coliformes totaux dans les réseaux de distribution et les approvisionnements en eau stockée peut révéler une reprise de la croissance et une formation possible de biofilms ou une contamination par une intrusion de matériaux étrangers, notamment du sol ou des plantes.

Bibliographie sélective

- Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing, pp. 289–315 (WHO Water Series).
- Grabow WOK (1996) Waterborne diseases: Update on water quality assessment and control. *Water SA*, 22:193–202.
- Sueiro RA et al. (2001) Evaluation of Coli-ID and MUG Plus media for recovering *Escherichia coli* and other coliform bacteria from groundwater samples. *Water Science and Technology*, 43:213–216.

***Escherichia coli* et bactéries coliformes thermotolérantes**

Description générale

Les bactéries coliformes totales qui sont capables de fermenter le lactose à 44-45 °C sont appelées coliformes thermotolérants. Dans la plupart des eaux, le genre prédominant est *Escherichia*, mais certains types de *Citrobacter*, *Klebsiella* et *Enterobacter* sont également thermotolérants. *Escherichia coli* se différencie des autres coliformes thermotolérants par sa capacité à produire de l'indole à partir du tryptophane ou par la production de β -glucuronidase. *Escherichia coli* est présent en très grand nombre dans les fèces humaines et

animales et est rarement observé en l'absence de contamination fécale, bien que certaines données prouvent que la bactérie peut se développer dans les sols tropicaux. Parmi les espèces coliformes thermotolérantes autres que *E. coli*, figurent des organismes environnementaux.

Valeur en tant qu'indicateur

Escherichia coli est considéré comme l'indicateur de contamination fécale le plus approprié. Généralement, les populations de coliformes thermotolérants sont composées de manière prédominante de *E. coli* ; c'est pourquoi ce groupe est considéré comme un indicateur de contamination fécale moins fiable mais acceptable. *Escherichia coli* (ou les coliformes thermotolérants) est le premier organisme de choix dans les programmes de suivi pour la vérification, y compris la surveillance de la qualité de l'eau de boisson. Ces organismes sont également utilisés comme indicateurs de désinfection, mais le test est nettement plus lent et moins fiable que la mesure directe de la concentration résiduelle de désinfectant. En outre, *E. coli* est beaucoup plus sensible à la désinfection que les virus et les protozoaires entériques.

Source et distribution

Escherichia coli est présent en grand nombre dans les fèces humaines et animales, dans les eaux usées et les eaux ayant récemment subi une contamination fécale. Les températures de l'eau et les concentrations de nutriments présentes dans les réseaux de distribution d'eau de boisson ne pourraient vraisemblablement pas permettre la croissance de ces organismes.

Application en pratique

Escherichia coli (ou les coliformes thermotolérants) sont généralement mesurés dans des échantillons d'eau de 100 ml. Diverses procédures relativement simples sont disponibles et fondées sur la production d'acide et de gaz à partir du lactose ou sur la production de β -glucuronidase. Les méthodes comprennent la filtration sur membrane, puis l'incubation des membranes sur des milieux sélectifs à 44–45 °C et le comptage des colonies après 24 heures. D'autres méthodes existent, notamment la méthode du nombre le plus probable en utilisant des tubes ou des plaques de microtitration et les tests de présence/absence, certaines étant prévues pour des volumes d'eau de plus de 100 ml. Des kits de test de terrain sont disponibles.

Importance pour l'eau de boisson

La présence de *E. coli* (ou de coliformes thermotolérants) fournit la preuve d'une contamination fécale récente et sa détection devrait amener à envisager d'autres mesures, parmi lesquelles le prélèvement d'autres échantillons et la recherche de sources potentielles telles qu'un traitement inapproprié ou des défauts d'étanchéité dans le réseau de distribution.

Bibliographie sélective

Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing, pp. 289–315 (WHO Water Series).

George I et al. (2001) Use of rapid enzymatic assays to study the distribution of faecal coliforms in the Seine river (France). *Water Science and Technology*, 43:77–80.

Grabow WOK (1996) Waterborne diseases: Update on water quality assessment and control. *Water SA*, 22:193–202.

Sueiro RA et al. (2001) Evaluation of Coli-ID and MUG Plus media for recovering *Escherichia coli* and other coliform bacteria from groundwater samples. *Water Science and Technology*, 43:213–216.

Nombres de bactéries hétérotrophes

Une analyse de la littérature sur l'utilisation des NBH est disponible (Bartram et al., 2003).

Description générale

La détermination du NBH détecte un large spectre de microorganismes hétérotrophes, incluant des bactéries et des champignons, sur la base de la capacité des organismes à croître sur des milieux de culture riches, en l'absence d'agents inhibiteurs ou sélectifs, pendant une période d'incubation spécifique et à une température définie. Le spectre des organismes détectés par NBH comprend des organismes sensibles aux procédés de désinfection, tels que des bactéries coliformes ; des organismes résistants à la désinfection, tels que ceux formant des spores ; et des organismes qui prolifèrent rapidement dans l'eau traitée en l'absence de désinfectants résiduels. Les tests détectent uniquement une faible proportion de micro-organismes qui sont présents dans l'eau. La population récupérée diffère selon la méthode et les conditions appliquées. Bien que des méthodes normalisées aient été mises au point, il n'existe pas de mesure universelle des NBH. Une gamme de milieux est disponible, les températures d'incubation utilisées varient entre 20 °C et 37 °C et les durées d'incubation vont de quelques heures à 7 jours ou plus.

Valeur en tant qu'indicateur

Le test a peu de valeur en tant qu'indicateur de la présence d'agents pathogènes mais il peut être utile dans le cadre du suivi opérationnel comme indicateur de traitement et de désinfection, lorsque l'objectif est de maintenir les nombres d'organismes aussi faibles que possible. En outre, la détermination du NBH peut être utilisée pour évaluer la propreté et l'intégrité des réseaux de distribution et la présence de biofilms.

Source et distribution

Les micro-organismes hétérotrophes comprennent des membres de la microflore naturelle (généralement non dangereux) des environnements aqueux ainsi que des organismes présents dans diverses sources de contamination. Ils sont présents en grand nombre dans les sources d'eau brute. Les organismes réellement détectés par les tests NBH varient considérablement d'un endroit à un autre et d'un échantillon à l'autre. Certains procédés de traitement de l'eau de boisson, tels que la coagulation et la sédimentation, réduisent le nombre d'organismes détectés par NBH dans l'eau. Cependant les organismes prolifèrent dans d'autres procédés (dispositifs) de traitement, tels que la filtration sur charbon biologiquement actif et sur sable. Le nombre d'organismes détectés par NBH est significativement réduit par des techniques de désinfection, telles que la chloration, l'ozonation et le rayonnement UV. Cependant, en pratique, aucun des procédés de désinfection ne stérilise l'eau ; dans des conditions appropriées, telles que l'absence de désinfectant résiduel, les organismes détectés par NBH peuvent se développer rapidement. Ils peuvent croître dans l'eau et sur les

surfaces en contact avec l'eau comme les biofilms. Les principaux déterminants de la croissance ou de la reprise de croissance sont la température, les nutriments disponibles, y compris le carbone organique disponible, l'absence de désinfectant résiduel et la stagnation de l'eau.

Application en pratique

Aucune installation de laboratoire sophistiquée ni un personnel avec un niveau de formation élevé n'est requis. Les résultats obtenus en utilisant de simples boîtes de milieu gélosé incubées en aérobiose sont disponibles en quelques heures ou quelques jours, selon les caractéristiques de la procédure utilisée.

Importance pour l'eau de boisson

Après désinfection, on s'attend à ce que les organismes soient peu nombreux ; cependant, dans la plupart des cas, les nombres réels de NBH sont moins utiles que leurs fluctuations à des endroits déterminés. Dans les réseaux de distribution, des nombres plus élevés peuvent indiquer une détérioration de la propreté, une possible stagnation et un développement potentiel de biofilms. Les NBH peuvent inclure des agents pathogènes potentiellement « opportunistes », tels que *Acinetobacter*, *Aeromonas*, *Flavobacterium*, *Klebsiella*, *Moraxella*, *Serratia*, *Pseudomonas* et *Xanthomonas*. Cependant, aucune donnée ne démontre une association entre l'un de ces organismes et une infection gastro-intestinale par ingestion d'eau de boisson dans la population générale.

Bibliographie sélective

Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing, pp. 289–315 (WHO Water Series).

Bartram J et al., eds (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: The significance of HPCs for water quality and human health*. London, IWA Publishing (WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series).

Entérocoques intestinaux

Description générale

Les entérocoques intestinaux sont un sous-groupe d'un groupe d'organismes plus grand définis comme streptocoques fécaux, comprenant des espèces du genre *Streptococcus*. Ce sont des bactéries à Gram positif, relativement tolérantes au chlorure de sodium et à des pH alcalins. Elles sont anaérobies facultatives et se présentent isolées, par paires ou en courtes chaînes. Les streptocoques fécaux, y compris les entérocoques intestinaux, réagissent tous positivement avec les antisérums du groupe D de Lancefield et ont été isolés à partir des fèces d'animaux à sang chaud. Le sous-groupe des entérocoques intestinaux comprend les espèces *Enterococcus faecalis*, *E. faecium*, *E. durans* et *E. hirae*. Ce groupe a été séparé du reste des streptocoques fécaux car il est relativement spécifique de contaminations fécales. Cependant, certains entérocoques intestinaux isolés de l'eau peuvent occasionnellement provenir aussi d'autres habitats, y compris le sol, en absence de contamination fécale.

Valeur en tant qu'indicateur

Le groupe des entérocoques intestinaux peut être utilisé comme indicateur de contamination fécale. La plupart des espèces ne se multiplient pas dans les environnements aqueux. Les nombres d'entérocoques intestinaux dans les fèces humaines sont généralement inférieurs d'environ un ordre de grandeur par rapport à ceux de *E. coli*. L'avantage important de ce groupe d'organismes est qu'ils ont tendance à survivre plus longtemps dans les environnements aqueux que *E. coli* (ou les coliformes thermotolérants), qu'ils sont plus résistants à la dessiccation et à la chloration. Les entérocoques intestinaux ont été utilisés pour tester l'eau brute comme indicateurs d'agents pathogènes fécaux capables de survivre plus longtemps que *E. coli* et, en ce qui concerne l'eau de boisson, pour compléter les tests de détection de *E. coli*. En outre, ils ont été utilisés pour tester la qualité de l'eau lorsque des réparations ont été effectuées sur des réseaux de distribution ou que de nouvelles conduites ont été installées.

Source et distribution

Les entérocoques intestinaux sont généralement excrétés dans les fèces des humains et autres animaux à sang chaud. Certains membres du groupe ont également été détectés dans le sol en absence de contamination fécale. Les entérocoques intestinaux sont présents dans un grand nombre d'eaux usées et d'environnements aqueux pollués par des eaux usées et des déchets humains et animaux.

Application en pratique

Les entérocoques sont détectables par des méthodes de culture simples et bon marché requérant des installations de laboratoires de bactériologie de base. Les méthodes couramment utilisées comprennent la filtration sur membrane puis l'incubation des membranes sur des milieux sélectifs et le comptage des colonies après incubation à 35–37 °C pendant 48 heures. D'autres méthodes sont notamment la méthode du nombre le plus probable en utilisant des plaques de microtitration, la détection étant basée sur la capacité des entérocoques intestinaux à hydrolyser le 4-méthyl-umbelliféryl- β -D-glucoside en présence d'acétate de thallium et d'acide nalidixique en 36 heures à 41 °C.

Importance pour l'eau de boisson

La présence d'entérocoques intestinaux fournit la preuve d'une contamination fécale récente et sa détection devrait amener à envisager d'autres mesures, parmi lesquelles le prélèvement d'autres échantillons et la recherche de sources potentielles telles qu'un traitement inapproprié ou des défauts d'étanchéité dans le réseau de distribution.

Bibliographie sélective

Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing, pp. 289–315 (WHO Water Series).

Grabow WOK (1996) Waterborne diseases: Update on water quality assessment and control. *Water SA*, 22:193–202.

Junco TT et al. (2001) Identification and antibiotic resistance of faecal enterococci isolated from water samples. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 203:363–368.

Pinto B et al. (1999) Characterization of “faecal streptococci” as indicators of faecal pollution and distribution in the environment. *Letters in Applied Microbiology*, 29:258–263.

Clostridium perfringens

Description générale

Les *Clostridium* spp. sont des bacilles anaérobies à Gram positif qui réduisent les sulfites. Dans des conditions défavorables d’environnements aqueux, ils produisent des spores qui sont exceptionnellement résistantes, notamment au rayonnement UV, aux températures et pH extrêmes et aux procédés de désinfection tels que la chloration. *C. perfringens*, espèce caractéristique du genre, fait partie de la flore intestinale normale de 13 à 35% des humains et autres animaux à sang chaud. Les autres espèces ne sont pas exclusivement d’origine fécale. Comme *E. coli*, *C. perfringens* ne se multiplie pas dans la plupart des environnements aqueux et est un indicateur très spécifique de contamination fécale.

Valeur en tant qu’indicateur

Compte tenu de l’exceptionnelle résistance des spores de *C. perfringens* aux procédés de désinfection et autres conditions environnementales défavorables, on a proposé d’utiliser *C. perfringens* comme indicateur de la présence de protozoaires dans les approvisionnements en eau de boisson traitée. En outre, *C. perfringens* peut servir d’indicateur de pollutions fécales survenues antérieurement et donc indiquer des sources susceptibles d’être exposées à des contaminations intermittentes. Les données démontrant que *Clostridium* est un indicateur fiable pour les virus entériques sont peu nombreuses et incohérentes, en grande partie basées sur une étude d’efficacité de traitement de l’eau de boisson. Les résultats doivent être interprétés avec précaution étant donné les durées de survie exceptionnellement longues des spores, qui risquent d’être très supérieures à celles d’agents pathogènes entériques. Les spores de *Clostridium perfringens* sont plus petites que les oocystes et kystes des protozoaires et ont un certain intérêt en tant qu’indicateurs de l’efficacité des procédés de filtration.

Source et distribution

Clostridium perfringens et ses spores sont pratiquement toujours présents dans les eaux usées. L’organisme ne se multiplie pas dans les environnements aqueux. *Clostridium perfringens* est présent plus souvent et en plus grand nombre dans les fèces de certains animaux tels que les chiens que dans celles des humains et moins souvent dans les fèces de nombreux animaux à sang chaud. Il se trouve en plus petit nombre dans les fèces que *E. coli*.

Application en pratique

Les cellules végétatives et les spores de *C. perfringens* sont habituellement détectées par des techniques de filtration sur membrane dans lesquelles les membranes sont incubées sur des milieux sélectifs en conditions

d'anaérobiose stricte. Ces techniques de détection ne sont pas aussi simples ni bon marché que celles utilisées pour d'autres indicateurs, tels que *E. coli* et les entérocoques intestinaux.

Importance pour l'eau de boisson

La présence de *C. perfringens* dans l'eau de boisson peut être un indicateur de contamination fécale intermittente permettant de repérer des sources potentielles de contamination. Les procédés de filtration conçus pour éliminer les virus entériques ou les protozoaires devraient également éliminer *C. perfringens*. Leur détection dans l'eau immédiatement après un traitement devrait motiver une investigation du bon fonctionnement de l'installation de filtration.

Bibliographie sélective

- Araujo M et al. (2001) Evaluation of fluorogenic TSC agar for recovering *Clostridium perfringens* in groundwater samples. *Water Science and Technology*, 43:201–204.
- Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing, pp. 289–315 (WHO Water Series).
- Nieminski EC, Bellamy WD, Moss LR (2000) Using surrogates to improve plant performance. *Journal of the American Water Works Association*, 92(3):67–78.
- Payment P, Franco E (1993) *Clostridium perfringens* and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking-water treatment for viruses and protozoan cysts. *Applied and Environmental Microbiology*, 59:2418–2424.

Coliphages

Description générale

Les bactériophages (phages) sont des virus qui utilisent uniquement des bactéries comme hôtes pour leur réplication. Les coliphages utilisent *E. coli* et les espèces étroitement apparentées comme hôtes et peuvent donc être libérés par ces hôtes bactériens dans les fèces de l'homme et autres animaux à sang chaud. Parmi les coliphages utilisés dans l'évaluation de la qualité de l'eau, on distingue les principaux groupes de coliphages somatiques et les coliphages ARN F-spécifiques. Les deux groupes se distinguent par la voie d'infection.

Les coliphages somatiques initient l'infection en s'attachant aux récepteurs localisés en permanence sur la paroi cellulaire des hôtes. Ils se répliquent plus fréquemment dans le tractus gastro-intestinal des animaux à sang chaud mais peuvent également se répliquer dans les environnements aqueux. Il existe une grande diversité parmi les coliphages somatiques : ils appartiennent aux familles des Myoviridae, Siphoviridae, Podoviridae et Microviridae et présentent une grande diversité de types morphologiques.

Les coliphages ARN F-spécifiques initient l'infection en s'attachant aux fimbriae de fertilité (pili F ou sexuels) sur les *E. coli* hôtes. Ces fimbriae F sont produits uniquement par des bactéries portant le plasmide de fertilité (F). Comme les fimbriae F sont produits uniquement pendant la phase de croissance logarithmique

des bactéries à des températures supérieures à 30 °C, il est peu vraisemblable que les phages ARN F-spécifiques se répliquent dans des environnements autres que le tractus gastro-intestinal des animaux à sang chaud. Les coliphages ARN F-spécifiques comprennent un nombre limité de phages étroitement apparentés, qui appartiennent à la famille des Leviviridae, et sont constitués d'un génome d'ARN simple brin et d'une capsidie icosaédrique qui est morphologiquement similaire à celle des picornavirus. Les coliphages ARN F-spécifiques ont été répartis en groupes sérologiques de types I-IV, qui peuvent être identifiés en tant que génotypes par des techniques moléculaires, telles que l'hybridation avec une sonde génique. Les membres des groupes I et IV ont jusqu'à présent été exclusivement observés dans les fèces d'animaux (pas chez l'homme) et le groupe III dans des fèces humaines. Les phages du groupe II ont été détectés dans des fèces humaines et pas dans celles d'animaux à l'exception de fèces porcines (environ 28 %). Cette spécificité, qui n'est pas totalement élucidée, offre un outil potentiel pour faire la distinction entre contamination fécale d'origine humaine et d'origine animale dans certaines conditions et certaines limites.

Valeur en tant qu'indicateur

Les phages présentent de nombreuses propriétés communes avec les virus humains, en particulier la composition, la morphologie, la structure et le mode de répllication. Les coliphages sont donc des modèles utiles ou des indicateurs indirects pour évaluer le comportement des virus entériques dans les environnements aqueux et la sensibilité aux procédés de traitement et de désinfection. À cet égard, ce sont de meilleurs indicateurs que les bactéries fécales et ils pourraient également être utilisés pour la vérification et la surveillance lorsque l'on sait que des eaux de source sont contaminées par des déchets fécaux humains. Cependant, il n'y a pas de corrélation directe entre les nombres de coliphages et les nombres de virus entériques. En outre, les coliphages ne sont absolument pas des indicateurs fiables pour les virus entériques, comme l'a montré l'isolement de virus entériques à partir d'approvisionnements en eau de boisson traitée et désinfectée dans lesquels des tests conventionnels de détection de coliphages avaient donné des résultats négatifs.

Les coliphages ARN F-spécifiques constituent un indicateur plus spécifique de la contamination fécale que les phages somatiques. En outre, les coliphages ARN F-spécifiques sont de meilleurs indicateurs de comportement des virus entériques dans les environnements aqueux et de leur réponse aux procédés de traitement et de désinfection que les coliphages somatiques, comme l'ont confirmé des études dans lesquelles ont été comparés le comportement et la survie de coliphages ARN F-spécifiques, de phages somatiques, de bactéries fécales et de virus entériques. Les données disponibles indiquent que la spécificité des groupes sérologiques (génotypes) de coliphages ARN F-spécifiques pour les excréments humains et animaux peut s'avérer utile pour faire la distinction entre contamination fécale d'origine humaine et d'origine animale. Cependant, les problèmes liés au manque de données ou à l'existence de données contradictoires doivent être résolus et la mesure dans laquelle cet outil peut être appliqué en pratique reste à élucider. Du fait de leurs limitations, les coliphages conviennent mieux pour les recherches en laboratoire, les essais pilotes et éventuellement les tests de validation. Ils ne conviennent pas pour le suivi opérationnel ou la vérification (y compris la surveillance).

Source et distribution

Les coliphages sont excrétés par l'homme et les animaux en nombres relativement faibles. Du fait de leur mode de répllication et de leur spécificité d'hôte respectifs, les coliphages somatiques sont généralement excrétés par la plupart des humains et des animaux, tandis que les coliphages ARN F-spécifiques sont excrétés par un pourcentage variable et généralement plus faible d'hommes et d'animaux. Les données disponibles indiquent que, dans certaines communautés, les phages ARN F-spécifiques sont détectables dans 10% des échantillons de fèces d'humains, 45 % de bovins, 60 % de porcins et 70 % de la volaille. Le nombre de coliphages somatiques dépasse généralement d'un facteur 5 environ celui des phages ARN F-spécifiques dans les environnements aqueux et celui des virus humains cytopathogènes d'un facteur 500 environ, bien

que ces rapports varient considérablement. Le nombre de coliphages somatiques présents dans les eaux usées est d'environ 10^6 à 10^8 par litre ; une étude indique que le nombre de coliphages somatiques présents dans les eaux usées d'abattoirs atteignait jusqu'à 10^{10} par litre. Il semblerait qu'ils puissent se multiplier dans les eaux usées ; ils peuvent se multiplier dans les environnements aquatiques naturels aux dépens d'hôtes saprophytes. Jusqu'à 10^5 phages somatiques et ARN F-spécifiques par litre ont été détectés dans l'eau de lacs et de rivières.

Application en pratique

Les coliphages somatiques sont détectables par la méthode des plages de lyse qui est relativement simple et peu onéreuse et fournit des résultats en 24 heures. En ce qui concerne les coliphages ARN F-spécifiques, la méthode de détection des plages de lyse n'est pas aussi simple car la culture des bactéries hôtes doit être en phase exponentielle à une température supérieure à 30 °C pour que les fimbriae F soient présents. Les tests fondés sur les plages de lyse au moyen de grandes boîtes de Pétri ont été conçus pour une numération quantitative des plages dans des échantillons de 100 ml et les tests de présence/absence ont été mis au point pour des volumes de 500 ml d'eau ou plus.

Importance pour l'eau de boisson

Comme les coliphages se répliquent généralement dans le tractus gastro-intestinal des humains et des animaux à sang chaud, leur présence dans l'eau de boisson fournit un indicateur de contamination fécale et donc de la présence potentielle de virus entériques et éventuellement aussi de celle d'autres agents pathogènes. La présence de coliphages dans l'eau de boisson indique également une défaillance des procédés de traitement et de désinfection conçus pour éliminer les virus entériques. Les coliphages ARN F-spécifiques constituent un indicateur de contamination fécale plus spécifique. L'absence de coliphages dans des approvisionnements en eau de boisson traitée ne confirme pas l'absence d'agents pathogènes tels que les virus entériques et les protozoaires parasites.

Bibliographie sélective

- Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing, pp. 289–315 (WHO Water Series).
- Grabow WOK (2001) Bacteriophages: Update on application as models for viruses in water. *Water SA*, 27:251–268.
- Mooijman KA et al. (2001) Optimisation of the ISO-method on enumeration of somatic coliphages (draft ISO 10705-2). *Water Science and Technology*, 43:205–208.
- Schaper M et al. (2002) Distribution of genotypes of F-specific RNA bacteriophages in human and non-human sources of faecal pollution in South Africa and Spain. *Journal of Applied Microbiology*, 92:657–667.
- Storey MV, Ashbolt NJ (2001) Persistence of two model enteric viruses (B40-8 and MS-2 bacteriophages) in water distribution pipe biofilms. *Water Science and Technology*, 43:133–138.

Phages de *Bacteroides fragilis*

Description générale

Les bactéries du genre *Bacteroides* sont présentes dans le tractus gastro-intestinal humain en plus grand nombre que *E. coli*. Les fèces peuvent contenir 10^9 à 10^{10} *Bacteroides* par gramme contre 10^6 à 10^8 *E. coli* par gramme. Les *Bacteroides* sont rapidement inactivés par l'oxygène présent dans l'environnement, mais les bactériophages de *Bacteroides* sont résistants à des conditions défavorables. Deux groupes de phages de *B. fragilis* sont utilisés comme indicateurs dans l'évaluation de la qualité de l'eau. L'un est un groupe limité de phages qui utilisent spécifiquement la souche HSP40 de *B. fragilis* comme hôte. Ce groupe de phages est particulier car on le trouve uniquement dans les fèces humaines et pas dans les fèces animales. Ces phages sont en nombre relativement faible dans les eaux usées et ils sont pratiquement absents dans certaines zones géographiques. Les phages de *B. fragilis* HSP40 appartiennent à la famille des Siphoviridae et sont caractérisés par des queues flexibles non contractiles, un ADN double brin et une capsid dont le diamètre peut mesurer jusqu'à 60 nm. Le second groupe de phages de *Bacteroides* utilisés comme indicateurs est celui dont l'hôte est la souche RYC2056 de *B. fragilis*. Ce groupe comprend une gamme de phages sensiblement plus large qui sont présents dans les fèces d'humains et de nombreux animaux. Ces phages sont en nombre sensiblement plus élevé que les phages de *B. fragilis* HSP40 dans les eaux usées.

Valeur en tant qu'indicateur

L'utilisation des bactériophages de *Bacteroides* comme possible indicateur de contamination fécale a été suggérée en raison de leur association spécifique avec la matière fécale et de leur résistance exceptionnelle aux conditions environnementales. En particulier, les phages de *B. fragilis* HSP40 sont observés uniquement dans les fèces humaines. Le phage B40-8 de *Bacteroides fragilis*, un membre caractéristique du groupe de phages de *B. fragilis* HSP40, s'est avéré plus résistant à l'inactivation par le chlore que le poliovirus de type 1, le rotavirus simien SA11, le coliphage f2, *E. coli* et *Streptococcus faecalis*. Les phages de la souche RYC2056 de *Bacteroides fragilis* semblent également relativement résistants à la désinfection. Les défauts des phages de *B. fragilis* en tant qu'indicateurs sont notamment leur nombre relativement faible dans les eaux usées et les milieux aquatiques pollués. Ceci concerne en particulier les phages de *B. fragilis* HSP40. Des virus entériques humains ont été détectés dans des approvisionnements en eau de boisson pour lesquels les résultats des tests conventionnels de détection des phages de *B. fragilis* HSP40 étaient négatifs. Compte tenu de leurs limitations, les bactériophages de *Bacteroides* se prêtent mieux aux recherches en laboratoire, aux essais pilotes et éventuellement aux tests de validation.

Source et distribution

Les phages de *Bacteroides fragilis* HSP40 sont excrétés par environ 10–20% des humains dans certaines parties du monde ; par conséquent, leur nombre dans les eaux usées est sensiblement plus faible que celui des coliphages somatiques et même des coliphages ARN F-spécifiques. Un nombre moyen de 67 phages de *B. fragilis* HSP40 par litre dans un cours d'eau pollué par des eaux usées a été notifié. Dans certaines parties du monde, les phages de *B. fragilis* HSP40 ne sont absolument pas détectables dans les eaux usées. Les phages ayant pour hôte *B. fragilis* RYC2056 sont excrétés en grand nombre et leur distribution semble plus universelle. En moyenne, ces phages sont excrétés par plus de 25 % des humains. Une enquête sur les environnements aqueux a montré que les phages de *B. fragilis* HSP40 étaient environ 5 fois plus nombreux que les virus entériques cytopathogènes. Théoriquement, on peut s'attendre à ce que les eaux usées contiennent des niveaux plus élevés de phages de *B. fragilis* que ceux qui sont détectés. Cette différence peut être due à des conditions anaérobies insuffisantes pendant les tests effectués par la méthode des phages de

lyse. L'amélioration des méthodes de détection pourrait permettre de détecter un plus grand nombre de phages de *B. fragilis* dans les eaux usées et dans les milieux aquatiques pollués.

Application en pratique

Les désavantages des phages de *B. fragilis* résident dans la plus grande complexité et le coût plus élevé des méthodes de détection par rapport à celles utilisées pour les coliphages. Les coûts sont majorés par la nécessité d'utiliser des antibiotiques pour répondre aux besoins de la sélection et d'incuber les cultures et les tests de phages de lyse dans des conditions d'anaérobiose absolue. Les résultats des tests de phages de lyse sont généralement disponibles après environ 24 heures contre environ 8 heures pour les coliphages.

Importance pour l'eau de boisson

La présence de phages de *B. fragilis* dans l'eau de boisson est une preuve manifeste de contamination fécale et d'une défaillance des procédés de traitement et de désinfection de l'eau. En outre, la présence de phages de *B. fragilis* HSP40 suggère fortement qu'il y a eu une contamination fécale d'origine humaine. Cependant, les phages de *B. fragilis* sont présents en nombre relativement faible dans les eaux usées, les milieux aquatiques pollués et les approvisionnements en eau de boisson. Dès lors, l'absence de phages de *B. fragilis* dans des approvisionnements en eau de boisson traitée ne confirme pas l'absence d'agents pathogènes tels que les virus entériques et les protozoaires parasites.

Bibliographie sélective

- Bradley G et al. (1999) Distribution of the human faecal bacterium *Bacteroides fragilis* and their relationship to current sewage pollution indicators in bathing waters. *Journal of Applied Microbiology*, 85(Suppl.):90S–100S.
- Grabow WOK (2001) Bacteriophages: Update on application as models for viruses in water. *Water SA*, 27:251–268.
- Puig A et al. (1999) Diversity of *Bacteroides fragilis* strains in their capacity to recover phages from human and animal wastes and from fecally polluted wastewater. *Applied and Environmental Microbiology*, 65:1772–1776.
- Storey MV, Ashbolt NJ (2001) Persistence of two model enteric viruses (B40-8 and MS-2 bacteriophages) in water distribution pipe biofilms. *Water Science and Technology*, 43:133–138.
- Tartera C, Lucena F, Jofre J (1989) Human origin of *Bacteroides fragilis* bacteriophages present in the environment. *Applied and Environmental Microbiology*, 10:2696–2701.

Virus entériques

Description générale

Les virus considérés ici sont un groupe diversifié de virus infectant le tractus gastro-intestinal de l'homme et transmis principalement par la voie fécale-orale. Des membres bien connus de ce groupe sont notamment des entérovirus, astrovirus, adénovirus entériques, orthoréovirus, rotavirus, calicivirus et virus de l'hépatite A et E. Les virus entériques couvrent un large spectre de virus dont les membres sont une cause majeure de morbidité et de mortalité dans le monde. Les membres du groupe des virus entériques diffèrent en ce qui concerne leur structure, composition, acide nucléique et morphologie. Il existe également des différences dans le nombre et la fréquence d'excrétion, la survie dans l'environnement et la résistance aux procédés de traitement de l'eau. Les virus entériques possèdent une capsid robuste qui leur permet de survivre dans des conditions défavorables de l'environnement et de résister à l'acidité gastrique et à son action protéolytique pour atteindre le duodénum où ils peuvent infecter les cellules épithéliales.

Valeur en tant qu'indicateur

L'utilisation de virus entériques comme organismes indicateurs est basée sur les limitations des choix existants. La survie des bactéries fécales dans les environnements aqueux et la sensibilité aux procédés de traitement et de désinfection est sensiblement différente de celles des virus entériques. Le suivi basé sur un ou plusieurs représentants du grand groupe des virus entériques eux-mêmes serait donc plus représentatif pour évaluer la présence d'un quelconque des virus entériques dans l'eau ainsi que la réponse aux mesures de maîtrise des risques.

Source et distribution

Les virus entériques sont excrétés par des individus dans le monde entier à une fréquence et en un nombre tels que ces virus sont universellement présents dans d'assez nombreuses eaux usées. Cependant, la prévalence de certains membres peut varier considérablement suite aux variations des taux d'infection et d'excrétion. Ils seront présents en beaucoup plus grand nombre lors de flambées.

Application en pratique

On ne dispose pas encore de méthodes utilisables en pratique pour le suivi en routine d'un large spectre de virus entériques dans les approvisionnements en eau. Les virus les plus aisément détectables comprennent des membres des groupes d'entérovirus, adénovirus et orthoréovirus. Ces virus sont présents dans les milieux pollués en nombre relativement élevé et peuvent être détectés par des techniques relativement pratiques et d'un coût modéré basées sur l'effet cytopathogène en culture cellulaire dont les résultats sont obtenus en 3 à 12 jours (selon le type de virus). En outre, le progrès des technologies et l'expérience acquise diminuent les coûts. Le coût de la récupération des virus entériques à partir de grands volumes d'eau de boisson a été considérablement réduit. Certaines techniques (par exemple, celles qui sont basées sur l'adsorption – élution sur laine de verre) sont bon marché. Le coût des procédés de culture cellulaire a été réduit également. En conséquence, le coût de la détection des virus cytopathogènes dans des approvisionnements en eaux de boisson est devenu acceptable pour certaines applications. Des tests pourraient être utilisés pour valider l'efficacité des procédés de traitement et, dans certaines circonstances, dans le cadre d'investigations spécifiques pour vérifier l'efficacité des procédés. Du fait des durées d'incubation, du coût et de leur relative complexité, les tests de détection des virus entériques ne conviennent pas pour le suivi opérationnel ou la

vérification (y compris la surveillance). Les orthoréovirus, et au moins les souches vaccinales de poliovirus détectées dans de nombreux environnements aqueux, ont également l'avantage de ne pas présenter de risque pour le personnel de laboratoire.

Importance pour l'eau de boisson

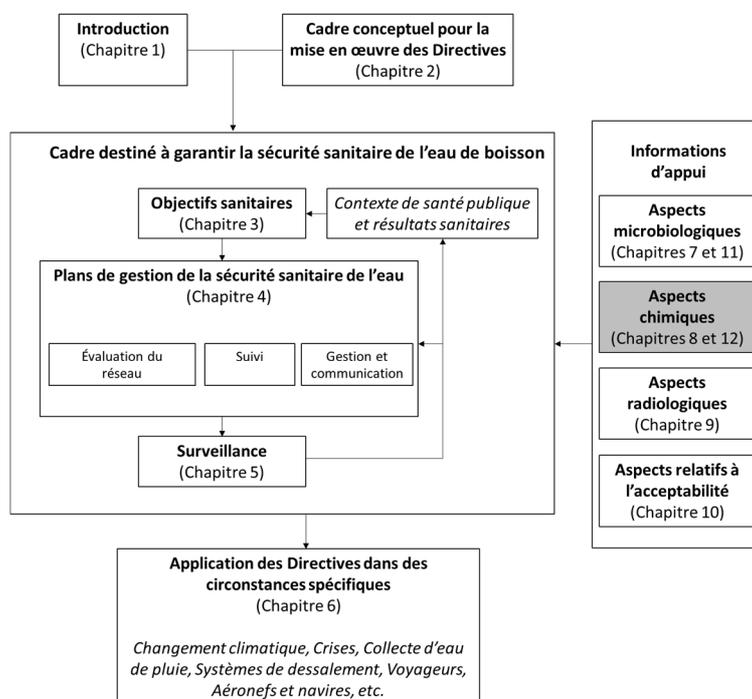
La présence d'un type de virus entérique donné dans l'eau de boisson devrait être considérée comme un indicateur de la présence potentielle d'autres virus entériques et prouve l'existence d'une contamination fécale ainsi que d'une défaillance des procédés de traitement et de désinfection.

Bibliographie sélective

Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing, pp. 289–315 (WHO Water Series).

Grabow WOK, Taylor MB, de Villiers JC (2001) New methods for the detection of viruses: Call for review of drinking-water quality guidelines. *Water Science and Technology*, 43:1–8.

12. Fiches techniques – Produits chimiques



Les documents de référence dans ce chapitre (en tant que références principales pour chaque fiche technique) sont consultables sur le site Web de l'Unité Eau, assainissement, hygiène et santé à

l'adresse http://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/guidelines/chemicals/en/. Une liste complète des références citées dans le présent chapitre, incluant les documents de référence pour chaque produit chimique, figure dans l'Annexe 2.

12.1 Contaminants chimiques dans l'eau de boisson

Acétonitriles halogénés (dichloroacétonitrile, dibromoacétonitrile, bromochloroacétonitrile, trichloroacétonitrile)

Les acétonitriles halogénés sont produits lors de la chloration ou de la chloramination à partir de substances naturelles, notamment des algues, l'acide fulvique et des substances protéiques. En général, il existe un lien entre l'augmentation de la température ou la diminution du pH et l'augmentation des concentrations d'acétonitriles. Les niveaux de bromure ambiants semblent influencer, dans une certaine mesure, la spéciation des composés d'acétonitriles halogénés. Le dichloroacétonitrile est, de loin, l'espèce d'acétonitrile halogéné la plus fréquemment détectée dans l'eau de boisson.

Valeur guide provisoire	<i>Dichloroacétonitrile</i> : 0,02 mg/l (20 µg/l) La valeur guide pour le dichloroacétonitrile est provisoire en raison des limitations de la banque de données toxicologiques
Valeur guide	<i>Dibromoacétonitrile</i> : 0,07 mg/l (70 µg/l)
Présence	Les concentrations des acétonitriles halogénés considérés individuellement peuvent excéder 0,01 mg/l, bien que des niveaux de 0,002 mg/l ou moins soient plus habituels
DJT	<i>Dichloroacétonitrile</i> : 2,7 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une LOEL de 8 mg/kg de poids corporel par jour pour une augmentation du poids relatif du foie chez des rats mâles et femelles dans une étude de 90 jours, en appliquant un facteur d'incertitude de 3000 (prenant en compte la variation inter- et intraspécifique, la courte durée de l'étude, l'utilisation d'une LOEL minimale et les insuffisances de la base de données) <i>Dibromoacétonitrile</i> : 11 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOEL de 11,3 mg/kg de poids corporel par jour pour une diminution du poids corporel chez des rats mâles exposés via l'eau de boisson dans une étude de 90 jours et en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (en tenant compte de la variation inter- et intraspécifique, de l'extrapolation d'une exposition subchronique à une exposition chronique et des insuffisances de la base de données)
Limite de détection	0,03 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD)
Performance du traitement	La diminution de la quantité de précurseurs organiques réduira la formation d'acétonitriles halogénés
Détermination de la valeur guide	<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau 20 % de la DJT • poids 60 kg pour un adulte • consommation 2 litres/jour
Date de l'évaluation	2003
Principales références	IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> OMS (2004) <i>Halogenated acetonitriles in drinking-water</i>
Motif de l'absence de valeur guide définie	Les données disponibles ne permettent pas la détermination de valeurs guides reposant sur des arguments sanitaires pour le <i>bromochloroacétonitrile</i> et le <i>trichloroacétonitrile</i>
Date de l'évaluation	2003
Principales références	IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> OMS (2004) <i>Halogenated acetonitriles in drinking-water</i>

Le CIRC a conclu que le dichloroacétonitrile, le dibromoacétonitrile, le bromochloroacétonitrile et le trichloroacétonitrile étaient inclassables quant à leur cancérogénicité pour l'homme. Le dichloroacétonitrile et le bromochloroacétonitrile se sont révélés mutagènes dans des essais bactériens alors que les résultats pour le dibromoacétonitrile et le trichloroacétonitrile sont négatifs. Ces quatre acétonitriles halogénés induisent tous des échanges entre chromatides sœurs, des cassures de brins d'ADN et des adduits dans des cellules de mammifères in vitro mais les résultats sont négatifs pour le test du micronoyau chez la souris.

La majorité des études de toxicité reproductive et du développement pour les acétonitriles halogénés ont été réalisées en utilisant le tricapyrylin comme véhicule lors de l'administration par gavage du composé étudié. Comme il a été montré par la suite que le tricapyrylin avait un effet toxique sur le développement, qu'il renforçait les effets du trichloroacétonitrile et, probablement, d'autres acétonitriles halogénés, les

résultats des études dans lesquelles le tricapyrylin est utilisé comme véhicule pour le gavage sont susceptibles de surestimer la toxicité du développement de ces acétonitriles halogénés.

Dichloroacétonitrile

Le dichloroacétonitrile induit des diminutions de poids corporel et des augmentations de poids relatif du foie dans des études à court terme. Bien que la toxicité du développement ait été démontrée pour le tricapyrylin, il a été utilisé dans ces études comme véhicule lors de l'administration par gavage.

Dibromoacétonitrile

La toxicité chronique du dibromoacétonitrile est étudiée actuellement sur des souris et des rats. Aucune des études sur la reproduction ou le développement disponible actuellement ne convient pour une utilisation dans l'évaluation quantitative de la relation dose-réponse. Ce manque de données peut être particulièrement important parce que le cyanure, un métabolite du dibromoacétonitrile, induit une toxicité du système reproducteur mâle et qu'une incertitude subsiste quant à la signification des effets observés sur les testicules de rats dans une étude du National Toxicology Program (NTP) des États-Unis d'Amérique de 14 jours.

Bromochloroacétonitrile

Les données disponibles sont insuffisantes pour servir de base à la détermination d'une valeur guide pour le bromochloroacétonitrile.

Trichloroacétonitrile

Les données disponibles sont également insuffisantes pour servir de base à la détermination d'une valeur guide pour le trichloroacétonitrile. La précédente valeur guide provisoire de 1 µg/l était basée sur une étude de toxicité du développement dans laquelle le trichloroacétonitrile a été administré par gavage en utilisant le tricapyrylin comme véhicule et, lors d'une réévaluation, cette étude n'a pas été jugée fiable, une étude plus récente indiquant que le tricapyrylin renforce les effets sur le développement et les effets tératogènes des acétonitriles halogénés et modifie le spectre de malformations du fœtus chez des mères traitées.

Acides acétiques bromés

Les acides acétiques bromés se forment pendant la désinfection d'une eau contenant des ions bromure et de la matière organique. Les ions bromure sont naturellement présents dans les eaux de surface et les eaux souterraines et leurs niveaux présentent des fluctuations saisonnières. Les niveaux d'ions bromure peuvent augmenter suite à une pollution ou à une intrusion d'eau de mer due à la sécheresse. Des acétates bromés sont généralement présents dans les réseaux de distribution d'eaux de surface et d'eaux souterraines à des concentrations moyennes inférieures à 5 µg/l.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Date de l'évaluation	2003

Principales références	IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> OMS (2003) <i>Brominated acetic acids in drinking-water</i>
------------------------	--

La base de données pour l'acide dibromoacétique est considérée comme inappropriée pour la détermination d'une valeur guide. Il n'existe pas d'études de toxicité systémique de durée subchronique ou plus longues. La base de données manque également d'études toxicocinétiques appropriées, d'une étude de cancérogénicité, d'une étude de développement avec une deuxième espèce et d'une étude de toxicité reproductive multi-générationnelle. Les données de mutagénicité disponibles suggèrent que le dibromoacétate est génotoxique.

Les données sont également limitées en ce qui concerne la toxicité orale de l'acide monobromoacétique et bromochloroacétique. Les résultats d'essais de mutagénicité et de génotoxicité, en nombre limité, sont mitigés pour l'acide monobromoacétique et généralement positifs pour l'acide bromochloroacétique. Le manque de données concerne les études de toxicité subchroniques ou chroniques, les études de toxicité reproductive multi-générationnelles, les études normalisées de toxicité du développement et les études de cancérogénicité. Les données disponibles sont considérées comme insuffisantes pour établir des valeurs guides pour ces produits chimiques.

Acide dichloroacétique

Les acides acétiques chlorés, notamment l'acide dichloroacétique (ACA), sont formés à partir de la matière organique lors de la chloration de l'eau. L'ACA a été utilisé comme agent thérapeutique pour traiter l'acidose lactique, le diabète et l'hyperlipidémie familiale chez l'homme.

Valeur guide provisoire	0,05 mg/l (50 µg/l) La valeur guide est dite provisoire sur la base de la faisabilité technique.
Présence	Observé dans les réseaux de distribution d'eaux souterraines et d'eaux de surface à des concentrations allant jusqu'à près de 100 µg/l, les concentrations moyennes étant inférieures à 20 µg/l
Fondement de la détermination de la valeur guide	Modèle multi-étapes linéarisé appliqué aux données combinées pour des carcinomes et adénomes chez des souris mâles exposées à des doses allant jusqu'à 429 mg/kg de poids corporel par jour pendant 2 ans
Limite de détection	< 0,1 à 0,4 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD) ; limite de quantification en pratique : 1 µg/l
Performance du traitement	Les concentrations peuvent être réduites en installant ou en optimisant un dispositif de coagulation pour éliminer les précurseurs ou en ajustant le pH pendant la chloration.
Remarques complémentaires	La concentration associée à la valeur limite supérieure de l'excès de risque de cancer sur la durée de vie de 10^{-5} est de 40 µg/l. Dans certaines circonstances toutefois, il ne sera pas possible de désinfecter l'eau potable de manière adéquate et de maintenir des niveaux d'ACA inférieurs à 40 µg/l ; dès lors, la valeur guide provisoire de 50 µg/l a été retenue.
Date de l'évaluation	2004
Principale référence	OMS (2005) <i>Dichloroacetic acid in drinking-water</i>

Le CIRC a reclassé l'ACA dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérogène pour l'homme) en 2002, en raison de l'absence de données sur sa cancérogénicité pour l'homme et de preuves suffisantes de sa cancérogénicité pour des animaux de laboratoire. Cette classification est basée principalement sur des

observations de tumeurs hépatiques chez des rats et des souris. Les données de génotoxicité sont considérées comme peu probantes, en particulier à faibles doses. Le dépôt de glycogène, la prolifération de peroxysomes, des changements dans les voies de transduction de signaux et l'hypométhylation de l'ADN ont tous été observés après exposition à l'ACA et on suppose qu'ils sont impliqués dans sa cancérrogénicité. Cependant, les données disponibles ne sont pas suffisantes pour établir un mode d'action cancéreux avec une probabilité raisonnable, en particulier aux faibles niveaux d'exposition prévisibles pour l'homme consommant une eau de boisson chlorée. Des données récentes indiquent qu'il peut exister plus d'un mécanisme capable d'entraîner la formation de tumeurs, les foyers hépatiques altérés détectés chez des souris traitées possédant des caractéristiques cellulaires de trois types différents.

Acide édétique

L'exposition humaine à l'acide édétique, également appelé acide éthylènediamino-tétraacétique ou EDTA, résulte directement de son utilisation dans des additifs alimentaires, des médicaments et des produits de soin et d'hygiène personnels. L'exposition à l'EDTA à partir de l'eau de boisson est généralement très faible comparativement à d'autres sources. Lorsque l'EDTA est présent dans l'environnement aquatique, sa spéciation dépendra de la qualité de l'eau et de la présence de métaux en traces avec lesquels l'EDTA peut se combiner. L'élimination de l'EDTA d'eaux usées municipales par biodégradation dans des stations d'épuration est très limitée.

Valeur guide	<i>EDTA (sous la forme acide libre) : 0,6 mg/l (600 µg/l)</i>
Présence	Présent dans les eaux de surface généralement à des concentrations inférieures à 70 µg/l, bien que des concentrations plus élevées (900 µg/l) aient été mesurées ; détecté dans l'eau de boisson préparée à partir d'eaux de surface à des concentrations de 10 à 30 µg/l
DJA	0 à 1,9 mg/kg de poids corporel sous la forme acide libre (DJA de 0 à 2,5 mg/kg de poids corporel proposée par le JECFA pour l'édétate disodique de calcium (additif alimentaire))
Limite de détection	1 µg/l par balayage potentiométrique
Performance du traitement	0,01 mg/l par filtration sur charbon actif granulaire (CAG) complétée par une ozonation
Détermination de la valeur guide	
<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau • poids • consommation 	1 % de la limite supérieure de la DJA 60 kg pour un adulte 2 litres/jour
Remarques complémentaires	Des préoccupations ont été exprimées en lien avec la capacité de l'EDTA à complexer le zinc et donc à réduire sa disponibilité. Cependant, ce problème n'est significatif qu'à des doses élevées nettement supérieures à celles observées dans l'environnement.
Date de l'évaluation	1998
Principale référence	OMS (2003) <i>Edetic acid (EDTA) in drinking-water</i>

L'édétate disodique de calcium est faiblement absorbé dans l'intestin. La toxicité à long terme de l'EDTA est compliquée par sa capacité à chélater des métaux essentiels et des métaux toxiques. Les études toxicologiques disponibles indiquent que les effets toxicologiques apparents de l'EDTA sont en fait dus à une carence en zinc résultant d'une complexation. L'EDTA ne semble pas tératogène ni cancérigène chez des animaux de laboratoire. La longue expérience clinique de l'utilisation de l'EDTA dans le traitement de l'intoxication par des métaux lourds a démontré son innocuité pour l'homme.

Acide monochloroacétique

Les acides acétiques chlorés sont formés à partir de la matière organique pendant la chloration.

Valeur guide	0,02 mg/l (20 µg/l)
Présence	Présent dans l'eau de boisson provenant d'eaux de surface à des concentrations allant jusqu'à 82 µg/l (moyenne 2,1 µg/l)
DJT	3,5 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une LOAEL de 3,5 mg/kg de poids corporel par jour, en se fondant sur une étude dans laquelle les poids absolu et relatif de la rate ont été déterminés chez des rats mâles exposés à l'acide monochloroacétique dans l'eau de boisson pendant 2 ans, en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL minimale au lieu d'une NOAEL et en raison des insuffisances de la base de données, notamment l'absence d'une étude de toxicité reproductive sur plusieurs générations)
Limite de détection	2 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD) ; 5 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM)
Performance du traitement	Aucune information disponible
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	20 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	2003
Principale référence	OMS (2004) <i>Monochloroacetic acid in drinking-water</i>

Aucune preuve de cancérogénicité du monochloroacétate n'a été trouvée dans des essais biologiques par gavage sur une durée de 2 ans avec des rats et des souris. Le monochloroacétate a donné des résultats mitigés dans un nombre limité d'essais de mutagénicité et les études de génotoxicité ont donné des résultats négatifs pour la clastogénicité. Le CIRC n'a pas établi de classement de cancérogénicité pour l'acide monochloroacétique.

Acide nitriloacétique

L'acide nitriloacétique, ou NTA, est principalement utilisé dans les détergents de lessive à la place des phosphates et dans le traitement de l'eau des chaudières pour éviter la formation d'une croûte minérale.

Valeur guide	0,2 mg/l (200 µg/l)
Présence	Les concentrations dans l'eau de boisson n'excèdent habituellement pas quelques microgrammes par litre, bien que des concentrations allant jusqu'à 35 µg/l aient été mesurées
DJT	10 µg/kg de poids corporel, sur la base de néphrites et néphroses observées dans une étude de 2 ans avec des rats et en appliquant un facteur

	d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour le potentiel cancérigène à des doses élevées)
Limite de détection	0,2 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur spécifique d'azote
Performance du traitement	Aucune information trouvée sur l'élimination à partir de l'eau
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	50 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Nitritotriacetic acid in drinking-water</i>

Le NTA n'est pas métabolisé chez les animaux de laboratoire et est rapidement éliminé, bien qu'une certaine fraction puisse être retenue dans les os pendant une brève période. Chez les animaux de laboratoire, le NTA présente une faible toxicité aiguë mais on a montré qu'il induisait des tumeurs rénales chez les rongeurs après exposition à des doses supérieures à celles qui entraînent une néphrotoxicité. Le CIRC a placé le NTA dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérigène pour l'homme). Il n'est pas génotoxique et l'induction tumorale signalée est vraisemblablement liée à la cytotoxicité résultant de la chélation de cations divalents tels que le zinc et le calcium dans le tractus urinaire, entraînant le développement d'une hyperplasie puis d'une néoplasie.

Acide trichloroacétique

Les acides acétiques chlorés se forment à partir de la matière organique lors de la chloration de l'eau.

Valeur guide	0,2 mg/l (200 µg/l)
Présence	Détecté dans les eaux souterraines et les réseaux de distribution d'eaux de surface aux États-Unis d'Amérique à des concentrations moyennes de 5,3 µg/l (jusqu'à un maximum de 80 µg/l) et 16 µg/l (jusqu'à un maximum de 174 µg/l), respectivement ; une concentration maximale (200 µg/l) a été mesurée dans de l'eau chlorée en Australie
DJT	32,5 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 32,5 mg/kg de poids corporel par jour à partir d'une étude dans laquelle une diminution du poids corporel, une augmentation de l'activité enzymatique hépatique sérique et une histopathologie du foie ont été observées chez des rats exposés au trichloroacétate dans l'eau de boisson pendant 2 ans, en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour les insuffisances de la banque de données, notamment l'absence d'étude de <i>toxicité reproductrice sur plusieurs générations</i> , l'absence d'étude des effets sur le développement avec une deuxième espèce et l'absence de données histopathologiques complètes avec une deuxième espèce)
Limite de détection	1 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM) ou par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD)
Performance du traitement	Les concentrations peuvent être réduites en installant ou en optimisant un dispositif de coagulation pour éliminer les précurseurs ou en ajustant le pH pendant la chloration
Détermination de la valeur guide	

• part attribuée à l'eau	20 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Remarques complémentaires	Une DJT similaire a été définie pour le trichloroacétate par le Programme international de sécurité chimique (IPCS) sur la base d'une NOAEL pour la toxicité hépatique dans une étude à long terme avec des souris.
Date de l'évaluation	2003
Principale référence	OMS (2003) <i>Trichloroacetic acid in drinking-water</i>

L'induction de tumeurs hépatiques par l'acide trichloroacétique a été observée chez la souris. Les essais in vitro réalisés avec l'acide trichloroacétique ont donné des résultats mitigés pour les mutations et les aberrations chromosomiques ; on a signalé qu'il induisait des aberrations chromosomiques dans des études in vivo. Le CIRC a placé l'acide trichloroacétique dans le Groupe 3 (agent inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme). La tendance générale des données indique que l'acide trichloroacétique n'est pas un cancérogène génotoxique.

Acrylamide

Les coagulants utilisés dans le traitement de l'eau de boisson contiennent des monomères résiduels d'acrylamide. Généralement, la dose maximale de polymère autorisée est de 1 mg/l. Une teneur en monomère de 0,05 % correspond à une concentration maximale théorique de 0,5 µg/l dans l'eau. En pratique, les concentrations peuvent être inférieures d'un facteur 2 à 3. Ceci s'applique aux polyacrylamides anioniques et non ioniques mais les niveaux résiduels de polyacrylamides cationiques peuvent être plus élevés. Les polyacrylamides sont également utilisés comme agents de scellement dans la construction de réservoirs d'eau de boisson et de puits. L'exposition humaine par la nourriture, due à la formation d'acrylamide dans les aliments cuits à des températures élevées (par exemple, pain, aliments frais et rôtis), est beaucoup plus importante que par l'eau de boisson.

Valeur guide	0,0005 mg/l (0,5 µg/l)
Présence	Concentrations jusqu'à quelques microgrammes par litre occasionnellement détectées dans l'eau du robinet
Fondement de la détermination de la valeur guide	Observations de tumeurs mammaires, thyroïdiennes et utérines chez des rats femelles dans des études sur l'eau de boisson et en utilisant le modèle multi-étapes linéarisé
Limite de détection	0,032 µg/l par chromatographie en phase gazeuse (CG) ; 0,2 µg/l par chromatographie liquide haute performance (CLHP) ; 10 µg/l par CLHP avec détection dans l'ultraviolet (UV)
Performance du traitement	Les procédés de traitement conventionnels n'éliminent pas l'acrylamide. Les concentrations d'acrylamide dans l'eau de boisson sont habituellement limitées en réduisant la teneur en acrylamide dans les flocculants ou la dose utilisée ou les deux. Les progrès des techniques analytiques commencent également à permettre une maîtrise des concentrations par mesure directe (voir document de référence).
Remarques complémentaires	Il faut s'efforcer de limiter autant que possible la présence de monomères libres dans les polyacrylamides utilisés pour le traitement de l'eau et les fournisseurs d'eau devraient également s'efforcer de maintenir le taux résiduel d'acrylamide aussi faible que techniquement possible dans l'eau de boisson. En particulier, si la concentration en acrylamide est limitée en réduisant la quantité ajoutée dans l'eau, un surdosage devrait toujours être évité.

Date de l'évaluation	2011
Principales références	FAO/OMS (2011) <i>Evaluation of certain contaminants in food</i> OMS (2011) <i>Acrylamide in drinking-water</i>

Après ingestion, l'acrylamide est aisément absorbé dans le tractus gastro-intestinal et largement distribué dans les liquides corporels. L'acrylamide peut traverser la barrière placentaire. Cette substance est neurotoxique, affecte les cellules germinales et provoque des troubles de la fertilité. Dans des essais de mutagénicité, les résultats sont négatifs pour le test de Ames mais l'acrylamide induit des mutations géniques dans des cellules de mammifères et des aberrations chromosomiques in vitro et in vivo. Dans une étude de cancérogénicité à long terme avec des rats exposés via l'eau de boisson, l'acrylamide induit des tumeurs du scrotum, de la thyroïde et des glandes surrénales chez les mâles et des tumeurs mammaires, thyroïdiennes et de l'utérus chez les femelles. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé l'acrylamide dans le Groupe 2A (probablement cancérogène pour l'homme). Le Comité mixte de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO)/Organisation mondiale de la Santé (OMS) d'experts des additifs alimentaires (JECFA) a récemment fait part de sa préoccupation relative à la cancérogénicité et à la neurotoxicité de l'acrylamide et a conclu que l'exposition alimentaire devrait être réduite à un niveau aussi faible que techniquement possible. Des données récentes montrent que l'exposition à l'acrylamide par la nourriture cuite est beaucoup plus élevée qu'on le pensait précédemment. Comme il est difficile de lutter contre l'ingestion d'acrylamide par la nourriture, il importe que la teneur en acrylamide utilisé comme adjuvant de floculation dans le traitement de l'eau (principale source de contamination de l'eau de boisson par l'acrylamide) soit aussi faible que possible et que le polyacrylamide ne soit pas surdosé dans le but d'améliorer la coagulation.

Alachlore

L'alachlore (Chemical Abstracts Service [CAS] No. 15972-60-8) est un herbicide de pré-levée et de post-levée utilisé pour lutter contre les graminées annuelles et de nombreuses dicotylédones adventices dans les champs de maïs et de nombreuses autres cultures. Il est libéré du sol principalement par volatilisation, photodégradation et biodégradation. De nombreux produits de dégradation de l'alachlore ont été identifiés dans le sol. L'alachlore a été inclus dans la procédure de consentement préalable en connaissance de cause de la Convention de Rotterdam sur la base des mesures de réglementation finales prises par la Communauté européenne et par le Canada pour interdire l'alachlore en tant que pesticide.

Valeur guide	0,02 mg/l (20 µg/l)
Présence	A été détecté dans les eaux souterraines et les eaux de surface ; a également été détecté dans l'eau de boisson à des niveaux inférieurs à 0,002 mg/l
Fondement de la détermination de la valeur guide	Calculée en appliquant le modèle multi-étapes linéarisé aux données sur l'incidence des tumeurs nasales chez le rat
Limite de détection	0,1 µg/l par chromatographie gaz-liquide avec détection par conductivité électrolytique en mode azote, ou par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire avec détecteur azote-phosphore
Performance du traitement	Une concentration de 0,001 mg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Alachlor in drinking-water</i>

Sur la base des données expérimentales disponibles, la preuve de la génotoxicité de l'alachlore est considérée comme équivoque. Cependant, un métabolite de l'alachlore, la 2,6-diéthylaniline, s'est révélé

mutagène. Les données disponibles à partir de deux études avec des rats indiquent clairement que l'alachlore est cancérigène, provoquant des tumeurs bénignes et des tumeurs malignes du cornet nasal, des tumeurs malignes de l'estomac et des tumeurs bénignes de la thyroïde.

Aldicarbe

L'aldicarbe (CAS No. 116-06-3) est un pesticide systémique utilisé pour lutter contre les nématodes dans le sol ainsi que les insectes et les acariens dans diverses cultures. Il est très soluble dans l'eau et très mobile dans le sol. Il est dégradé principalement par biodégradation et hydrolyse, persistant pendant des semaines ou des mois.

Valeur guide	0,01 mg/l (10 µg/l)
Présence	Contaminant fréquemment observé dans les eaux souterraines à proximité des zones d'application, en particulier les sols sableux ; les concentrations mesurées dans l'eau de puits peuvent atteindre 500 µg/l ; des résidus de sulfoxyde d'aldicarbe et d'aldicarbe sulfoné ont été observés dans un rapport approximatif de 1:1 dans les eaux souterraines
Dose journalière admissible (DJA)	0–0,003 mg/kg de poids corporel basée sur une étude d'inhibition de la cholinestérase avec une dose orale unique chez des volontaires humains
Limite de détection	0,001 mg/l par CLHP en phase inverse avec détection par fluorescence
Performance du traitement	Une concentration de 0,001 mg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG) ou par ozonation
Détermination de la valeur guide	
<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau • poids • consommation 	10 % de la limite supérieure de la DJA 60 kg pour un adulte 2 litres/jour
Remarques complémentaires	La valeur guide déterminée à partir de l'évaluation de 1992 du Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides (JMPPR) était très semblable à la valeur guide déterminée dans la deuxième édition, qui a donc été retenue.
Date de l'évaluation	2003
Principales références	FAO/OMS (1993) <i>Pesticide residues in food—1992 evaluations</i> OMS (2003) <i>Aldicarb in drinking-water</i>

L'aldicarbe est un des pesticides dont la toxicité est la plus aiguë, bien que le seul effet toxique systématiquement observé par administration à long terme et administration de dose unique soit l'inhibition de l'acétylcholinestérase. Il est converti en sulfoxyde et en dérivé sulfoné. Le sulfoxyde d'aldicarbe est un inhibiteur plus puissant de l'acétylcholinestérase que l'aldicarbe lui-même tandis que l'aldicarbe sulfoné est nettement moins toxique que l'aldicarbe ou le sulfoxyde d'aldicarbe. La tendance des données disponibles montre que l'aldicarbe, le sulfoxyde d'aldicarbe et l'aldicarbe sulfoné ne sont ni génotoxiques ni cancérigènes. Le CIRC en a conclu que l'aldicarbe ne pouvait pas être classé comme cancérigène (Groupe 3).

Aldrine et dieldrine

L'aldrine (CAS No. 309-00-2) et la dieldrine (CAS No. 60-57-1) sont des pesticides chlorés utilisés contre des ravageurs vivant dans le sol, pour la protection du bois et, dans le cas de la dieldrine, contre les insectes importants pour la santé publique. Depuis le début des années 1970, de nombreux pays ont soit

considérablement restreint soit interdit l'utilisation de ces deux composés, notamment en agriculture. Les deux composés sont étroitement apparentés sur le plan toxicologique et sur le plan de leur mode d'action. L'aldrine est rapidement convertie en dieldrine dans la plupart des conditions environnementales et dans le corps. La dieldrine est un composé organochloré très persistant, faiblement mobile dans le sol, qui peut s'échapper dans l'atmosphère et qui s'accumule dans les organismes. L'exposition alimentaire à l'aldrine/la dieldrine est très faible et régresse.

Valeur guide	<i>Aldrine et dieldrine (combinées): 0,00003 mg/l (0,03 µg/l)</i>
Présence	Rarement détectées dans l'eau de boisson ; les concentrations d'aldrine et de dieldrine dans l'eau de boisson sont normalement inférieures à 0,01 µg/l ; rarement présentes dans les eaux souterraines
Dose journalière tolérable provisoire (DJTP)	0,1 µg/kg de poids corporel (total pour aldrine et dieldrine combinées), fondée sur les doses sans effet nocif observé (NOAEL) de 1 mg/kg de nourriture chez le chien et de 0,5 mg/kg de nourriture chez le rat, qui sont équivalentes à 0,025 mg/kg de poids corporel par jour chez les deux espèces, et en appliquant un facteur d'incertitude de 250 fondé sur les risques de cancérogénicité observés chez la souris
Limite de détection	0,003 µg/l pour l'aldrine et 0,002 µg/l pour la dieldrine par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD)
Performance du traitement	Une concentration de 0,02 µg/l devrait pouvoir être atteinte par coagulation, filtration sur charbon actif granulaire (CAG) ou ozonation
Détermination de la valeur guide	
<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau • poids • consommation 	<p>1 % de la DJTP (Au vu de la réduction de l'exposition à partir de la nourriture, cette valeur est probablement très prudente.)</p> <p>60 kg pour un adulte</p> <p>2 litres/jour</p>
Remarques complémentaires	L'aldrine et la dieldrine figurent dans la liste de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants. Dès lors, un suivi peut être réalisé en plus de celui qui est requis par les Directives pour l'eau de boisson.
Date de l'évaluation	2003
Principales références	FAO/OMS (1995) <i>Pesticide residues in food—1994 evaluations</i> OMS (2003) <i>Aldrine and dieldrine in drinking-water</i>

Les deux composés sont très toxiques dans les essais avec des animaux et il y a eu des cas d'empoisonnement chez l'homme. L'aldrine et la dieldrine présentent plusieurs mécanismes de toxicité. Les organes cibles sont le système nerveux central et le foie. Dans des études à long terme, on a montré que la dieldrine provoquait des tumeurs du foie chez les deux sexes de deux souches de souris. Elle ne provoque pas d'augmentation des tumeurs chez des rats et ne semble pas génotoxique. Le CIRC a placé l'aldrine et la dieldrine dans le Groupe 3 (inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme). L'exposition à partir de la nourriture a significativement diminué du fait de la très forte réduction de leur utilisation.

Aluminium

L'aluminium est l'élément métallique le plus abondant et il constitue environ 8 % de la croûte terrestre. Les sels d'aluminium sont abondamment utilisés comme coagulants dans le traitement de l'eau pour réduire la teneur en matière organique, la coloration, la turbidité et la charge microbienne. De telles utilisations entraînent une augmentation des concentrations d'aluminium dans l'eau finie. Lorsque les concentrations résiduelles sont élevées, elles peuvent entraîner une coloration et une turbidité indésirables. Les concentrations d'aluminium auxquelles de tels problèmes peuvent apparaître dépendent fortement d'un

certain nombre de paramètres de qualité de l'eau et de facteurs opérationnels au niveau de l'installation de traitement de l'eau. L'ingestion d'aluminium via les aliments, en particulier ceux qui contiennent des composés d'aluminium utilisés comme additifs alimentaires, représente la principale voie d'exposition pour la population générale. La contribution de l'eau de boisson à l'exposition orale totale est habituellement inférieure à 5 % de l'ingestion totale.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 0,9 mg/l a pu être déterminée à partir de la dose hebdomadaire tolérable provisoire (DHTP) du JECFA, mais cette valeur est supérieure aux limites qui peuvent être fixées en pratique pour l'optimisation du procédé de coagulation avec des agents coagulants à base d'aluminium utilisés dans les installations de traitement d'eau de boisson : 0,1 mg/l ou moins dans les grandes installations et 0,2 mg/l ou moins dans les petites installations
Date de l'évaluation	2009
Principales références	FAO/OMS (2007) Aluminium (from all sources, including food additives) IPCS (1997) <i>Aluminium</i> OMS (2010) <i>Aluminium in drinking-water</i>

Il y a peu de données indiquant que l'aluminium ingéré oralement présente une toxicité aiguë pour l'homme alors que cet élément est très souvent présent dans les aliments, l'eau de boisson et de nombreuses préparations anti-acide. On a émis l'hypothèse selon laquelle l'exposition à l'aluminium constituait un risque de développement ou d'accélération de déclenchement de la maladie d'Alzheimer chez l'homme. Le document sur les critères de santé de l'environnement publié en 1997 par l'OMS conclut en ce qui concerne l'aluminium que :

Dans l'ensemble, la relation positive entre l'aluminium dans l'eau de boisson et la maladie d'Alzheimer, qui a été démontrée dans plusieurs études épidémiologiques, ne peut être totalement rejetée. Cependant, de nettes réserves doivent être formulées sur la déduction d'une relation causale, ces études n'ayant pas pris en compte des facteurs de confusion connus ni l'ingestion totale d'aluminium à partir de toutes les sources.

Considérés dans leur ensemble, les risques relatifs de la maladie d'Alzheimer liés à une exposition à l'aluminium à partir de l'eau de boisson à une concentration supérieure à 100 µg/l, tels que déterminés dans ces études, sont faibles (inférieurs à 2,0). Cependant, comme les estimations du risque sont imprécises pour différentes raisons méthodologiques, il n'est pas possible de calculer avec précision un risque pour la population générale. Même imprécises, ces estimations peuvent toutefois contribuer à faire prendre des mesures visant à limiter les expositions à l'aluminium dans la population générale.

En 2007, le JECFA a établi une DHTP pour l'aluminium, toutes sources confondues, de 1 mg/kg de poids corporel. Le JECFA a conclu ce qui suit :

... les études disponibles présentent de nombreuses insuffisances et ne conviennent pas pour définir les relations dose-réponse. Le Comité a donc fondé son évaluation sur les données combinées de plusieurs études. La pertinence des études impliquant l'administration de composés d'aluminium par gavage n'est pas clairement établie car la toxico-cinétique de l'exposition par gavage devrait différer de la toxico-cinétique de l'administration alimentaire et les études réalisées par gavage ne mentionnent généralement pas l'exposition à l'aluminium total, notamment les niveaux de base dans la nourriture. Les études réalisées par administration de composés d'aluminium à partir de la nourriture ont été considérées comme les plus appropriées pour l'évaluation. Les LOEL [doses minimales auxquelles un effet est observé] les plus faibles pour l'aluminium,

dans un ensemble de différentes études alimentaires réalisées avec des souris, des rats et des chiens, se situaient dans l'intervalle 50–75 mg Al/kg de poids corporel par jour.

Le Comité a appliqué un facteur d'incertitude de 100 à la limite inférieure de cet intervalle de LOEL (50 mg Al/kg de poids corporel par jour) pour tenir compte des différences inter- et intraspécifiques. Les bases de données sont incomplètes ; en particulier, les NOEL [doses sans effet observé] ne sont pas mentionnées dans la majorité des études évaluées et aucune étude à long terme sur les critères toxicologiques pertinents n'est répertoriée. Ces déficiences sont contrebalancées par la biodisponibilité probablement moindre des espèces d'aluminium moins solubles présentes dans la nourriture. Dans l'ensemble, un facteur d'incertitude supplémentaire de trois est considéré comme approprié. Le Comité a confirmé que la valeur guide reposant sur des arguments sanitaires qui en résultait devrait être exprimée sous forme de DHTP en raison de la possibilité de bioaccumulation. Le Comité a défini une DHTP de 1 mg/kg de poids corporel pour Al, qui s'applique à tous les composés d'aluminium dans la nourriture, y compris les additifs.

Une valeur reposant sur des arguments sanitaires déterminée à partir de la DHTP du JECFA serait de 0,9 mg/l (valeur arrondie), sur la base d'une attribution de 20 % de la DHTP à l'eau de boisson et en admettant que le poids d'un adulte est de 60 kg et qu'il boit 2 litres d'eau par jour. Cependant, il reste des incertitudes sur la mesure dans laquelle l'aluminium est absorbé à partir de l'eau de boisson, qui dépend d'un certain nombre de paramètres tels que le sel d'aluminium administré, le pH (pour la spéciation et la solubilité de l'aluminium), la biodisponibilité et des facteurs alimentaires.

Les avantages de l'utilisation de l'aluminium comme coagulant dans le traitement de l'eau sont reconnus. Pour cette raison et compte tenu des préoccupations sanitaires relatives à l'aluminium (c'est-à-dire sa neurotoxicité potentielle), un niveau applicable en pratique a été déterminé, en se fondant sur l'optimisation du procédé de coagulation dans les installations de traitement de l'eau de boisson utilisant des coagulants à base d'aluminium, pour minimiser les concentrations d'aluminium dans l'eau finie.

Il existe plusieurs approches permettant de minimiser les concentrations résiduelles d'aluminium dans l'eau traitée. Elles consistent notamment à optimiser le pH dans le procédé de coagulation, à éviter un dosage excessif de l'aluminium, à bien mélanger au point d'application du coagulant, à optimiser la vitesse des pales de l'agitateur pour la floculation et à assurer une filtration efficace des floccs d'aluminium. Dans de bonnes conditions d'utilisation, des concentrations d'aluminium de 0,1 mg/l ou moins peuvent être obtenues dans de grandes installations de traitement d'eau. Les petites installations (par exemple, celles qui desservent moins de 10 000 personnes) pourraient rencontrer certaines difficultés pour atteindre ce niveau car du fait de leur petite taille ces installations ont une faible capacité tampon pour atténuer les fluctuations lors du traitement ; en outre, ces installations ont souvent des ressources limitées et peuvent difficilement accéder à l'expertise nécessaire pour résoudre des problèmes opérationnels spécifiques. Dans ces petites installations, une concentration de 0,2 mg/l ou moins peut être atteinte en pratique pour l'aluminium dans l'eau finie.

Comme indiqué ci-dessus, une valeur reposant sur des arguments sanitaires déterminée à partir de la DHTP du JECFA serait de 0,9 mg/l (valeur arrondie), sur la base d'une attribution de 20 % de la DHTP à l'eau de boisson et en admettant qu'un adulte pèse 60 kg et qu'il boit 2 litres d'eau par jour. Cependant, comme indiqué plus haut, les concentrations pouvant être atteintes en pratique en optimisant le procédé de coagulation dans les installations de traitement d'eau de boisson qui utilisent des coagulants à base d'aluminium sont inférieures à 0,1 mg/l dans les grandes installations et inférieures à 0,2 mg/l dans les petites. Compte tenu de l'importance de l'optimisation de la coagulation pour éviter une contamination microbienne et de la nécessité de minimiser le dépôt de floccs d'aluminium dans les réseaux de distribution, il importe de veiller à ce que la concentration moyenne résiduelle n'excède pas ces valeurs.

Amiante

L'amiante présent dans l'eau provient de la dissolution de minéraux et minerais qui en contiennent ainsi que d'effluents industriels, de la pollution atmosphérique et des canalisations en amiante-ciment (fibrociment) de réseaux de distribution. L'exfoliation de fibres d'amiante à partir de ces canalisations dépend de l'agressivité de l'eau. Quelques données indiquent que l'exposition à l'amiante véhiculé par l'air au sortir de l'eau du robinet, lors de la douche ou libéré par les procédés d'humidification, est négligeable.

Motif de l'absence de valeur guide définie	On ne dispose pas de preuves cohérentes de la toxicité de l'amiante par ingestion
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Asbestos in drinking-water</i>

Inhalé, l'amiante est cancérigène pour l'homme. Malgré de nombreuses études, il existe peu de preuves convaincantes de la cancérogénicité de l'amiante par ingestion dans les études épidémiologiques de populations approvisionnées en eau de boisson contenant des concentrations élevées d'amiante. De plus, dans des études approfondies réalisées avec certaines espèces d'animaux de laboratoire, l'amiante n'augmente pas systématiquement l'incidence des tumeurs du tractus gastro-intestinal. On ne dispose donc pas de preuves cohérentes de la toxicité de l'amiante par ingestion, et il a donc été conclu qu'il n'était pas nécessaire de définir une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires pour l'amiante dans l'eau de boisson. La principale préoccupation liée aux canalisations en amiante-ciment concerne les personnes travaillant sur les parties externes des canalisations (par exemple, en les sciant), en raison du risque d'inhalation des poussières d'amiante.

Ammoniac

Le terme ammoniac inclut les espèces non ionisées (NH_3) et ionisées (NH_4^+). L'ammoniac présent dans l'environnement est généré par des processus métaboliques, agricoles et industriels ; il peut provenir également de la désinfection par la chloramine. Les niveaux naturels dans les eaux souterraines et les eaux de surface sont habituellement inférieurs à 0,2 mg/l. Les eaux souterraines en anaérobiose en contiennent jusqu'à 3 mg/l. Un élevage intensif d'animaux de ferme peut être à l'origine de niveaux beaucoup plus élevés dans les eaux de surface. La contamination par l'ammoniac peut également provenir du revêtement intérieur des tuyaux en mortier de ciment. L'ammoniac dans l'eau est un indicateur d'une possible contamination bactérienne ou d'une pollution par des eaux usées ou des déchets d'animaux.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Ammonia in drinking-water</i>

L'ammoniac est un composant majeur du métabolisme des mammifères. L'exposition à des sources environnementales est insignifiante comparée à la synthèse endogène d'ammoniac. Des effets toxicologiques sont observés seulement pour des expositions à des doses supérieures à environ 200 mg/kg de poids corporel.

L'ammoniac présent dans l'eau de boisson n'a pas un impact direct sur le plan sanitaire, c'est pourquoi aucune valeur guide n'est proposée. Cependant, l'ammoniac peut compromettre l'efficacité de la désinfection, entraîner la formation de nitrites dans les réseaux de distribution, provoquer la défaillance des

filtres pour l'élimination du manganèse et induire des problèmes de goût et d'odeur (voir également le Chapitre 10).

Antimoine

L'antimoine élémentaire forme des alliages très durs avec le cuivre, le plomb et l'étain. Les composés d'antimoine ont différentes utilisations thérapeutiques. L'antimoine est utilisé dans des soudures comme substitut du plomb, mais il y a peu de données prouvant que cette source contribue de manière significative aux concentrations dans l'eau de boisson. L'exposition totale à partir de sources environnementales, de la nourriture et de l'eau de boisson est très faible en comparaison de l'exposition professionnelle.

Valeur guide	0,02 mg/l (20 µg/l)
Présence	Concentrations dans les eaux souterraines inférieures à 0,001 µg/l ; concentrations dans les eaux de surface inférieures à 0,2 µg/l ; les concentrations dans l'eau de boisson se révèlent inférieures à 5 µg/l
Dose journalière tolérable (DJT)	6 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 6,0 mg/kg de poids corporel par jour pour un gain pondéral réduit et une ingestion réduite de nourriture et d'eau dans une étude réalisée sur 90 jours dans laquelle on a administré à des rats du tartrate de potassium et d'antimoine dans l'eau de boisson, en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique, 10 pour la courte durée de l'étude)
Limite de détection	0,01 µg/l par spectrométrie d'absorption atomique avec atomisation électrothermique (SAA-AE) ; 0,1–1 µg/l par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) ; 0,8 µg/l par spectrométrie d'absorption atomique à four de graphite (SAA-FG) ; 5 µg/l par spectrométrie d'absorption atomique par génération d'hydrure (SAA-H)
Performance du traitement	Les procédés de traitement conventionnels n'éliminent pas l'antimoine. Cependant, l'antimoine n'est pas, normalement, un contaminant de l'eau brute. Comme la source la plus courante d'antimoine dans l'eau de boisson est la dissolution des métaux de l'installation de plomberie et de la robinetterie, la limitation de la concentration d'antimoine à partir de ces sources devrait consister en un contrôle de la qualité des matériaux.
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	2003
Principale référence	OMS (2003) <i>Antimony in drinking-water</i>

Une nette augmentation des données toxicologiques disponibles a été constatée depuis le précédent examen de la littérature, bien que la majorité d'entre elles concerne la voie d'exposition intrapéritonéale. La forme de l'antimoine dans l'eau de boisson est un déterminant clé de la toxicité et il s'avère que l'antimoine libéré par les matériaux qui en contiennent est sous la forme d'oxo-anions d'antimoine (V), qui est la forme la moins toxique. La toxicité subchronique du trioxyde d'antimoine est plus faible que celle du tartrate de potassium et d'antimoine qui est la forme la plus soluble. Du fait de sa faible biodisponibilité, le trioxyde d'antimoine n'est génotoxique que dans certains tests *in vitro* mais pas *in vivo* tandis que les sels solubles d'antimoine (III) exercent des effets génotoxiques *in vitro* et *in vivo*. On ne dispose pas d'expériences avec des animaux permettant de quantifier le potentiel cancérigène de composés solubles ou insolubles d'antimoine. Le CIRC a conclu que le trioxyde d'antimoine était peut-être cancérigène pour l'homme

(Groupe 2B) sur la base d'une étude par inhalation avec des rats, mais que le trisulfure d'antimoine était inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme (Groupe 3). Cependant, l'absorption orale chronique de tartrate de potassium et d'antimoine peut ne pas être associée à un risque cancérogène additionnel car, après inhalation, l'antimoine ne s'est révélé cancérogène que dans les poumons mais pas dans les autres organes ; on sait qu'il provoque des dommages directs aux poumons après inhalation chronique à la suite d'une surcharge en particules insolubles. Bien que certaines preuves attestent de la cancérogénicité de certains composés d'antimoine par inhalation, aucune donnée n'indique sa cancérogénicité par voie orale.

Argent

L'argent est naturellement présent, principalement sous la forme d'oxydes et de sulfures insolubles et immobiles, et de certains sels. Il a été observé occasionnellement dans des eaux souterraines, des eaux de surface et l'eau de boisson à des concentrations supérieures à 5 µg/l. Les niveaux dans l'eau de boisson désinfectée avec de l'argent peuvent être supérieurs à 50 µg/l. Les estimations récentes de l'ingestion quotidienne se chiffrent à 7 µg par personne.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Silver in drinking-water</i>

Seul un faible pourcentage de l'argent est absorbé. Les taux de rétention chez l'homme et les animaux de laboratoire varient entre 0 % et 10 %.

Le seul signe manifeste d'un excès d'argent est l'argyrie, une affection caractérisée par une forte décoloration de la peau et des cheveux par la présence d'argent dans les tissus. En ce qui concerne l'argyrie, une NOAEL orale de 10 g d'argent ingéré pendant une vie entière a été estimée pour l'homme sur la base de rapports relatifs à des cas humains et d'expériences à long terme réalisées avec des animaux de laboratoire.

Les faibles niveaux d'argent dans l'eau de boisson, généralement inférieurs à 5 µg/l, ne sont pas significatifs pour la santé humaine en ce qui concerne l'argyrie. En revanche, il existe des situations particulières dans lesquelles des sels d'argent peuvent être utilisés pour préserver la qualité bactériologique de l'eau de boisson. Des niveaux d'argent plus élevés, allant jusqu'à 0,1 mg/l (cette concentration aboutit à une dose totale sur 70 ans de la moitié de la NOAEL de 10 g pour l'homme), peuvent être tolérés dans de tels cas sans risque pour la santé.

On ne dispose pas de données appropriées qui permettraient de déterminer une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires pour l'argent dans l'eau de boisson.

Arsenic¹

L'arsenic est abondant dans la croûte terrestre dans les états d'oxydation -3, 0, +3 et +5, souvent sous forme de sulfures ou d'arséniures et d'arséniates métalliques. Dans l'eau, il est principalement présent sous forme d'arséniate (+5), mais en milieu anaérobie, il peut être présent sous forme d'arsénite (+3). Il est

¹ Comme l'arsenic est un des produits chimiques les plus préoccupants dans certaines eaux naturelles, sa fiche technique a été complétée.

habituellement présent dans les eaux naturelles à des concentrations de moins de 1 à 2 µg/l. Cependant, dans les eaux, en particulier dans les eaux souterraines, dans lesquelles il y a des dépôts de sulfures minéraux et des dépôts sédimentaires provenant de roches volcaniques, les concentrations peuvent être significativement élevées.

L'arsenic est présent dans la nourriture, en particulier les poissons et les fruits de mer, dans lesquels il se trouve principalement sous la forme organique la moins toxique. Il existe peu de données sur la proportion d'arsenic inorganique dans la nourriture, mais la forme inorganique pourrait représenter environ 25 % selon le type de nourriture. Hors exposition professionnelle, les voies d'exposition les plus importantes sont la nourriture et l'eau de boisson, y compris les boissons préparées avec de l'eau. Lorsque la concentration d'arsenic dans l'eau de boisson est de 10 µg/l ou plus, elle constitue la source prépondérante d'ingestion. Lorsque des soupes ou des plats similaires sont un élément de base du régime alimentaire, la contribution de l'eau de boisson dans la préparation de la nourriture est encore plus grande.

Valeur guide provisoire	0,01 mg/l (10 µg/l) La valeur guide est fixée de manière provisoire sur la base de la performance du traitement et de la faisabilité analytique.
Présence	Dans les eaux naturelles, les niveaux se situent généralement entre 1 et 2 µg/l, bien que les concentrations puissent être élevées (jusqu'à 12 mg/l) dans des zones contenant des sources naturelles
Fondement de la détermination de la valeur guide	Il existe une incertitude considérable sur les risques réels à de faibles concentrations et les données disponibles sur le mode d'action ne fournissent pas une base biologique permettant d'appliquer une extrapolation linéaire ou non linéaire aux données toxicologiques. Compte tenu des difficultés pratiques de l'élimination de l'arsenic de l'eau de boisson et de la limite de quantification en pratique dans l'intervalle de 1 à 10 µg/l, la valeur guide de 10 µg/l est retenue et désignée comme provisoire.
Limite de détection	0,1 µg/l par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) ; 2 µg/l par spectrométrie d'absorption atomique par génération d'hydrure (SAA-H) ou spectrométrie d'absorption atomique de flamme (FAAS)
Performance du traitement	Il est techniquement possible d'obtenir des concentrations d'arsenic de 5 µg/l ou moins en utilisant une quelconque des nombreuses méthodes de traitement disponibles. Cependant, ceci nécessite une optimisation et une maîtrise rigoureuses du procédé et, de façon plus réaliste, une concentration de 10 µg/l devrait pouvoir être atteinte par un traitement conventionnel (par exemple, la coagulation).
Date de l'évaluation	2011
Principales références	FAO/OMS (2011) <i>Evaluation of certain contaminants in food</i> CIRC (1987) <i>Overall evaluations of carcinogenicity</i> IPCS (2001) <i>Arsenic and arsenic compounds</i> ISO (1982) <i>Water quality—determination of total arsenic</i> USNRC (2001) <i>Arsenic in drinking water, 2001 update</i> OMS (2011) <i>Arsenic in drinking-water</i>

Les composés d'arsenic solubles pentavalents et trivalents sont rapidement et fortement adsorbés dans le tractus gastro-intestinal. Le métabolisme est caractérisé par 1) la réduction de l'arsenic pentavalent en arsenic trivalent et 2) une méthylation oxydative de l'arsenic trivalent pour former des produits monométhylés, diméthylés et triméthylés. La méthylation de l'arsenic inorganique facilite l'excrétion de l'arsenic inorganique par le corps, les produits finaux (acide monométhylarsinique et acide diméthylarsinique) étant rapidement excrétés dans l'urine. Il existe des différences qualitatives et quantitatives interspécifiques importantes dans la méthylation mais, chez l'homme et la plupart des animaux de laboratoire courants, l'arsenic inorganique est fortement méthylé et les métabolites sont principalement excrétés dans l'urine. Il existe d'importantes variations chez l'homme en termes de méthylation de l'arsenic,

probablement liées à d'importantes différences d'activité des méthyltransférases et d'un possible polymorphisme. Les composés organoarséniés ingérés sont beaucoup moins fortement métabolisés et plus rapidement éliminés dans l'urine que l'arsenic inorganique.

L'arsenic n'a pas de rôle essentiel démontré chez l'homme. La toxicité aiguë des composés arséniés est principalement fonction de leur taux d'élimination par le corps. L'arsine est considérée comme la forme la plus toxique, suivie par les arsénites, les arséniates et les composés organoarséniés. L'intoxication aiguë par l'arsenic associée à l'ingestion d'eau de puits contenant des concentrations très élevées (21,0 mg/l) d'arsenic a été signalée.

Les signes d'arsénicisme chronique, incluant des lésions dermiques telles que hyperpigmentation et hypopigmentation, neuropathie périphérique, cancer de la peau, cancer de la vessie et des poumons et maladie vasculaire périphérique, ont été observés dans les populations consommant de l'eau de boisson contaminée par l'arsenic. Les lésions dermiques sont le symptôme le plus couramment observé, se produisant après des périodes d'exposition minimales d'approximativement 5 ans. Des effets sur le système vasculaire ont été observés chez des enfants consommant de l'eau contaminée par l'arsenic (concentration moyenne de 0,6 mg/l) pour une moyenne d'âge de 7 ans.

De nombreuses études épidémiologiques avaient pour objet de déterminer le risque de cancers associés à l'ingestion d'arsenic via l'eau de boisson. Beaucoup d'entre elles sont de nature écologique, et beaucoup présentent des défauts méthodologiques, en particulier dans la mesure de l'exposition. Cependant, il existe des preuves très nettes d'un lien causal entre l'ingestion d'arsenic à des niveaux élevés via l'eau de boisson et le développement de cancers en différents sites. Néanmoins, de nombreuses incertitudes et controverses subsistent quant au mécanisme de cancérogénicité et du profil de la courbe dose-réponse à de faibles niveaux d'ingestion. Le Programme international de sécurité chimique (IPCS) est arrivé à la conclusion qu'il existe un lien causal entre l'exposition à long terme à l'arsenic dans l'eau de boisson et un risque accru de cancer de la peau, des poumons, de la vessie et des reins, ainsi que d'autres affections de la peau, telles que l'hyperkératose et des changements de pigmentation. Ces effets ont été démontrés dans de nombreuses études utilisant différents schémas méthodologiques. Des relations exposition-réponse et des risques élevés ont été observés pour chacun de ces critères. Les études les plus approfondies ont été réalisées en particulier à Taiwan, en Chine, mais il existe également de nombreuses preuves fournies par des études portant sur des populations dans d'autres pays. Des risques accrus de cancer des poumons et de la vessie ainsi que de lésions cutanées associées à l'arsenic ont été mis en lien avec l'ingestion d'eau de boisson contenant des concentrations d'arsenic inférieures à 50 µg/l. Davantage d'études épidémiologiques analytiques sont nécessaires pour déterminer la réponse dose-durée pour les lésions cutanées ainsi que le cancer, afin de contribuer au développement d'interventions appropriées et d'élaborer des politiques d'interventions applicables en pratique.

Les composés arséniés inorganiques sont classés dans le Groupe 1 (cancérogènes pour l'homme) par le CIRC sur la base de preuves suffisantes de cancérogénicité chez l'homme et de preuves limitées de cancérogénicité chez les animaux. Bien que l'on dispose d'une base de données importante sur l'association entre les cancers internes et cutanés d'une part et la consommation d'arsenic via l'eau de boisson, une incertitude considérable subsiste sur les risques réels à de faibles concentrations. Dans son évaluation actualisée, l'United States National Research Council a conclu que « les données disponibles sur le mode d'action de l'arsenic ne fournissent pas une base biologique permettant d'appliquer une extrapolation linéaire ou non linéaire aux données toxicologiques ». Les estimations de vraisemblance maximale en utilisant une extrapolation linéaire pour le cancer de la vessie et des poumons dans les populations des États-Unis d'Amérique exposées à des concentrations d'arsenic de 10 µg/l dans l'eau de boisson sont, respectivement, 12 et 18 pour 10 000 habitants chez les femmes et 23 et 14 pour 10 000 habitants chez les hommes. Les valeurs réelles indiquées par ces estimations du risque seraient très difficilement détectables par les méthodes épidémiologiques actuelles. Il existe également une incertitude sur la contribution de l'arsenic provenant de la nourriture—une ingestion plus élevée d'arsenic inorganique à partir de la nourriture entraînerait une estimation du risque plus faible pour l'eau—et sur l'impact de facteurs tels qu'une variation dans le métabolisme de l'arsenic et l'état nutritionnel. Certaines études réalisées dans des régions où les concentrations en arsenic sont un peu supérieures à 50 µg/l n'ont pas mis en évidence d'effets nocifs liés à l'arsenic chez les habitants. Il est cependant possible que les estimations du risque de cancer associé à

différentes ingestions d'arsenic soient surestimées. La concentration d'arsenic dans l'eau de boisson en dessous de laquelle on n'observe pas d'effet reste à déterminer et il existe un besoin urgent d'une identification du mécanisme par lequel l'arsenic provoque le cancer, ce qui s'avère être le critère de toxicité le plus sensible.

La limite de quantification en pratique se situe dans l'intervalle de 1 à 10 µg/l, et l'élimination de l'arsenic à des concentrations inférieures à 10 µg/l est difficile dans de nombreuses circonstances. Compte tenu des difficultés pratiques de l'élimination de l'arsenic de l'eau de boisson, en particulier dans de petits approvisionnements, et de la limite de quantification de l'arsenic en pratique, la valeur guide de 10 µg/l est retenue et désignée comme provisoire.

La valeur guide provisoire de 10 µg/l a précédemment été étayée par une DHTP du JECFA de 15 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une attribution de 20 % de la DHTP à l'eau de boisson. Cependant, le JECFA a récemment réévalué l'arsenic et a conclu que la DHTP existante était très proche de la limite inférieure de l'intervalle de confiance de la dose de référence pour une incidence accrue de 0,5 % (BMDL_{0,5}) calculée à partir d'études épidémiologiques et n'était donc plus appropriée. La DHTP a donc été supprimée. Néanmoins, étant donné que, dans de nombreux pays, même la valeur guide provisoire ne peut être atteinte, la DHTP a été conservée sur la base de la performance du traitement et de la faisabilité analytique, à condition que toutes les dispositions soient prises pour maintenir les concentrations aussi faibles que possible.

Considérations pratiques

Une méthode spectrophotométrique au diéthylthiocarbamate d'argent (ISO 6595:1982) peut être utilisée pour la détermination de l'arsenic ; la limite de détection est d'environ 1 µg/l. La spectrométrie d'absorption atomique à four de graphite (SAA-FG), la spectrométrie d'absorption atomique par génération d'hydrure (SAA-H) et la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) sont plus sensibles. La chromatographie liquide haute performance (CLHP) couplée à l'ICP-MS peut également être utilisée pour déterminer les différentes espèces d'arsenic.

Il est techniquement possible de limiter les concentrations d'arsenic à 5 µg/l ou moins dans l'eau de boisson en utilisant une des nombreuses méthodes de traitement disponibles. Cependant, ceci nécessite une optimisation et une maîtrise rigoureuse du procédé, et il est réaliste d'attendre une concentration de 10 µg/l avec un traitement conventionnel (par exemple, la coagulation). Pour les approvisionnements en eau de boisson locaux non canalisés, la première option consiste souvent à substituer ou diluer la source existante par de l'eau d'autres sources faiblement chargées en arsenic et sans risque microbiologique. Une autre solution appropriée consiste à recourir à d'autres sources pour la boisson et la cuisine en réservant l'eau des sources contaminées pour se laver et faire la lessive. Un nombre croissant de techniques efficaces de traitement à petite échelle, reposant habituellement sur la coagulation/précipitation ou l'absorption, sont disponibles à un coût relativement faible pour éliminer l'arsenic dans les petits approvisionnements.

Atrazine et ses métabolites

L'atrazine est un herbicide systémique sélectif de la classe des chlorotriazines, utilisé pour lutter contre les dicotylédones et les graminées adventices. L'atrazine et ses métabolites, chloro-*s*-triazine (dééthyl-atrazine, désisopropyl-atrazine et diaminochlorotriazine) ont été observés dans des eaux de surface et des eaux souterraines suite à l'utilisation de l'atrazine comme herbicide de pré-levée ou post-levée précoce. L'hydroxyatrazine, autre métabolite de l'atrazine, est plus fréquemment détectée dans les eaux souterraines que dans les eaux de surface.

Valeurs guides	<i>Atrazine et ses métabolites chloro-s-triazine</i> : 0,1 mg/l (100 µg/l) <i>Hydroxyatrazine</i> : 0,2 mg/l (200 µg/l)
Présence	Les concentrations excèdent rarement 2 µg/l et sont souvent inférieures à 0,1 µg/l
DJA de groupe pour l'atrazine et ses métabolites chloro-s-triazine	0 à 0,02 mg/kg de poids corporel sur la base de la NOAEL pour l'atrazine de 1,8 mg/kg de poids corporel par jour déterminée en se fondant sur la suppression du pic d'hormone lutéinisante et de la perturbation consécutive du cycle œstral observées à 3,6 mg/kg de poids corporel par jour dans une étude de 6 mois avec des rats, en utilisant un facteur de sécurité de 100
DJA pour l'hydroxyatrazine	0 à 0,04 mg/kg de poids corporel sur la base de la NOAEL de 1,0 mg/kg de poids corporel par jour déterminée en se fondant sur la toxicité rénale à 7,8 mg/kg de poids corporel par jour dans une étude de 24 mois avec des rats, en utilisant un facteur de sécurité de 25, fondé sur des considérations cinétiques
Limite de détection	<i>Atrazine</i> : 1 ng/l, par spectrométrie de masse associée à une dilution isotopique avec extraction en phase solide ; 10 ng/l, par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM) avec extraction en phase solide ; 50 ng/l, par chromatographie liquide associée à la spectrométrie de masse (CL-SM) avec extraction en phase solide ; 100 ng/l, par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur azote-phosphore <i>Métabolites</i> : 5 ng/l, par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire avec détecteur thermo-ionique spécifique de l'azote et chromatographie liquide haute performance avec détecteur à barrette de photodiodes après extraction sur résine de styrène-divinylbenzène et élution avec de l'acétone
Performance du traitement	Une concentration de 0,1 µg/l devrait pouvoir être atteinte en utilisant du charbon actif granulaire (CAG) ou pulvérulent (CAP) ; la filtration sur berge et la nanofiltration sont également efficaces
Détermination de la valeur guide	<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau 20 % de la limite supérieure de la DJA • poids 60 kg pour un adulte • consommation 2 litres/jour
Remarques complémentaires	Le Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides (JMPR) considère que la NOAEL pour l'atrazine assure une protection contre les conséquences des perturbations neuroendocriniennes et autres effets nocifs provoqués par une exposition prolongée à l'atrazine et à ses métabolites chloro-s-triazine. Le JMPR n'a pas été en mesure d'évaluer la part attribuée à l'eau de boisson pour l'atrazine. Une part de 20 % a été attribuée par défaut car c'est une valeur très prudente dans la plupart des pays ; en outre, il est prévisible que l'exposition de la population soit principalement due à l'eau de boisson.
Date de l'évaluation	2011
Principales références	FAO/OMS (2009) <i>Pesticide residues in food—2007 evaluations</i> OMS (2011) <i>Atrazine and its metabolites in drinking-water</i>

Le JMPR considère qu'il est peu vraisemblable que l'atrazine soit génotoxique et en a conclu que l'atrazine ne présentait vraisemblablement pas de risque cancérigène pour l'homme, car le mode d'action cancérigène chez certaines souches de rats sensibles n'est pas pertinent pour l'évaluation du risque pour l'homme. La tendance des données des études épidémiologiques ne permet pas de conclure à l'existence d'un lien causal entre l'exposition à l'atrazine et l'incidence du cancer chez l'homme.

Dans des études particulières sur la toxicité reproductive, l'exposition de rats en début de gestation (c'est-à-dire la période sensible à l'hormone lutéinisante) provoque un accroissement de pertes pré-implantation ou post-implantation, y compris des résorptions complètes de la portée. L'atténuation du pic d'hormone

lutéinisante et la perturbation consécutive du cycle œstral (caractérisée par une augmentation du nombre de jours en œstrus) ont été observées à une dose de 3,65 mg/kg de poids corporel par jour et plus, avec une NOAEL de 1,8 mg/kg de poids corporel par jour. Les effets sur le pic d'hormone lutéinisante et la perturbation du cycle œstral sont confirmés par un certain nombre d'études mécanistiques à court terme. D'autres expériences suggèrent que les effets de l'atrazine sur l'hormone lutéinisante et sur la sécrétion de prolactine se produisent sous la médiation du site d'action hypothalamique. Le JMPR en a conclu que l'atrazine n'était pas tératogène.

Les études faisant appel à une variété de systèmes de test in vitro et in vivo indiquent qu'une modulation du système immunitaire se produit après exposition à l'atrazine. Cependant, des effets suggérant une perturbation du système immunitaire n'ont été observés qu'à des doses supérieures à celles qui ont un effet avéré sur la fonction neuroendocrinienne, entraînant un dérèglement du cycle œstral ou des effets sur le développement.

Les profils de toxicité et le mode d'action des métabolites chloro-*s*-triazine sont similaires à ceux de l'atrazine ; il en va de même pour leurs propriétés entraînant des perturbations de la fonction neuroendocrinienne.

L'hydroxyatrazine, autre métabolite de l'atrazine, n'a pas le même mode d'action ni le même profil de toxicité que l'atrazine et ses métabolites chloro-*s*-triazine. Le principal effet de l'hydroxyatrazine est la toxicité rénale (due à sa faible solubilité dans l'eau résultant en la formation de cristaux et, par conséquent, en une réponse inflammatoire). Il n'a pas été démontré que l'hydroxyatrazine avait des propriétés entraînant des perturbations de la fonction neuroendocrinienne ni qu'elle était cancérigène ; elle ne présente pas de génotoxicité dans un ensemble approprié de tests in vitro et in vivo.

Baryum

Les composés de baryum sont présents dans la nature sous forme de dépôts de minerai et dans des roches ignées et des roches sédimentaires ; ils sont utilisés dans diverses applications industrielles. La présence de baryum dans l'eau provient principalement de sources naturelles bien que son entrée dans l'environnement ait lieu également à partir d'émissions industrielles et d'utilisations anthropiques. La nourriture est la principale source d'ingestion dans une population non soumise à une exposition professionnelle. Cependant, lorsque les concentrations de baryum dans l'eau sont élevées, l'eau de boisson peut contribuer significativement à l'ingestion totale.

Valeur guide	1,3 mg/l (1300 µg/l)
Présence	Les concentrations dans l'eau de boisson sont généralement inférieures à 100 µg/l, bien que des concentrations supérieures à 1 mg/l aient été mesurées dans l'eau de boisson issue d'eaux souterraines
DJT	0,21 mg/kg de poids corporel par jour, déterminée en appliquant un facteur d'incertitude de 300 pour tenir compte de la variation intraspécifique (10), de la variation interspécifique (10) et des insuffisances de la base de données (3 pour l'absence d'étude de toxicité du développement) pour une BMDL ₀₅ de 63 mg/kg de poids corporel par jour pour la néphropathie de souris dans une étude de 2 ans
Limite de détection	0,004 à 0,8 µg/l par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) ; 1,0 µg/l par spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif (ICP-AES)

Performance du traitement	L'échange d'ions, l'adoucissement à la chaux et la filtration directe avec précipitation chimique devraient permettre de réduire la concentration de baryum sous 1 mg/l
Détermination de la valeur guide	<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau 20 % de la DJT • poids 60 kg pour un adulte • consommation 2 l/jour
Remarques complémentaires	<p>Comme le fait d'arrondir les valeurs peut avoir des conséquences importantes en pratique aux niveaux du milligramme par litre, on a estimé qu'une valeur guide à deux chiffres significatifs était justifiée dans le cas présent.</p> <p>La valeur guide déterminée sur la base d'une étude à long terme avec des souris est cohérente avec les valeurs reposant sur des arguments sanitaires qui ont pu être déterminées à partir d'études humaines limitées.</p>
Date de l'évaluation	2016
Principales références	<p>IPCS (2001). <i>Barium and barium compounds</i></p> <p>USEPA (2005). <i>Toxicological review of barium and compounds. In support of summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS)</i></p> <p>OMS (2016). <i>Barium in drinking-water</i></p>

Il n'existe pas de preuve indiquant que le baryum est cancérigène ou génotoxique. Une hypertension aiguë a été observée dans des cas notifiés, mais les effets peuvent être consécutifs à une hypokaliémie. L'étude critique qui avait été identifiée précédemment pour déterminer la valeur guide présente plusieurs faiblesses (par exemple, absence d'effet observé à la dose unique évaluée, insuffisances dans la méthodologie et le modèle d'exposition, absence de témoin pour les facteurs de risque importants pour l'hypertension). Une autre étude humaine, dans laquelle aucun effet sur l'hypertension à 10 mg/l n'est signalé, a une portée limitée du fait de sa petite taille et de la courte durée d'exposition. On a montré que le baryum provoquait une néphropathie chez des animaux de laboratoire et cette observation a été choisie comme critère toxicologique important dans les présentes Directives.

Bentazone

La bentazone (CAS No. 25057-89-0) est un herbicide de post-levée utilisé pour la lutte sélective contre les dicotylédones adventices et les carex présents dans diverses cultures. Elle est très soluble dans l'eau et très résistante à l'hydrolyse ; elle est également très mobile dans le sol. Cependant, une photodégradation a lieu à la fois dans le sol et dans l'eau. La bentazone peut être entraînée à partir du sol dans les eaux souterraines, notamment en cas de fortes précipitations et elle peut contaminer les eaux de surface à partir d'effluents d'unités de production, d'eaux de drainage et d'eau dans laquelle la bentazone est volontairement utilisée (rizières). L'exposition à partir de la nourriture est vraisemblablement faible.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présente dans l'eau de boisson ou des sources d'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Valeur reposant sur des arguments sanitaires*	0,5 mg/l

Valeur aiguë reposant sur des arguments sanitaires**	Inutile car pas de DRfA définie
Présence	Concentrations mesurées allant jusqu'à 120 µg/l dans les eaux souterraines et jusqu'à 14 µg/l dans les eaux de surface
DJA	0 à 0,09 mg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 9 mg/kg de poids corporel par jour pour un temps de coagulation sanguine prolongé et des changements biochimiques indicateurs d'effets sur le foie et les reins dans une étude de toxicité et de cancérogénicité de 2 ans avec des rats et en appliquant un facteur de sécurité de 100
DRfA	Non nécessaire car aucun effet observé pour une dose unique
Limite de détection	0,1 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD) après extraction liquide-liquide ; limite de quantification de 0,01 µg/l par chromatographie liquide associée à la spectrométrie de masse en tandem (CL-SM/SM)
Performance du traitement	Traitement conventionnel, y compris coagulation et filtration, inefficace ; le charbon actif peut être efficace dans certaines circonstances
Détermination de la valeur reposant sur des arguments sanitaires	
<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau • poids • consommation 	<ul style="list-style-type: none"> 20 % de la limite supérieure de la DJA 60 kg pour un adulte 2 l/jour
Remarques complémentaires	<p>Le facteur d'attribution par défaut de 20 % a été utilisé pour tenir compte du fait que les données disponibles d'exposition par la nourriture, indiquant que l'exposition par cette voie est faible, ne comprennent généralement pas d'informations provenant de pays en développement où l'exposition par cette voie peut être plus importante.</p> <p>Des recommandations sur l'interprétation de la valeur reposant sur des arguments sanitaires et l'opportunité d'un suivi figurent dans la section 8.5.3.</p>
Date de l'évaluation	2016
Principales références	<p>OMS (2013). <i>Pesticide residues in food – 2012 evaluations</i></p> <p>OMS (2016). <i>Bentazone in drinking-water</i></p>

* Quand une valeur guide formelle n'est pas définie, une « valeur reposant sur des arguments sanitaires » peut être déterminée afin de proposer une recommandation aux États Membres quand une préoccupation locale est justifiée. La définition d'une valeur guide formelle pour de telles substances peut encourager des États Membres à incorporer une valeur dans leurs normes nationales alors que ce n'est pas nécessaire.

** Pour plus d'informations sur les valeurs aiguës reposant sur des arguments sanitaires, voir la section 8.7.5.

La bentazone n'est pas cancérogène pour les rats ou les souris et aucune preuve de génotoxicité n'a été obtenue dans une gamme d'essais in vitro et in vivo. Des observations cohérentes dans des études de toxicité à dose répétée avec des souris, des rats et des chiens révèlent des effets hématologiques ainsi que des effets sur la coagulation sanguine (par exemple, allongement du temps de prothrombine et du temps partiel de thromboplastine).

Benzène

Le benzène est principalement utilisé dans la production d'autres produits chimiques organiques. Il est présent dans l'essence et les émissions des véhicules constituent la principale source de benzène dans l'environnement. Le benzène peut pénétrer dans l'eau via les effluents industriels et la pollution atmosphérique.

Valeur guide	0,01 mg/l (10 µg/l)
Présence	Lorsqu'il est présent, les concentrations dans l'eau de boisson sont généralement nettement inférieures à 5 µg/l
Fondement de la détermination de la valeur guide	Un modèle robuste d'extrapolation linéaire (en raison du manque de concordance sur le plan statistique de certaines des données avec le modèle multi-étapes linéarisé) a été appliqué à la leucémie et aux lymphomes chez des souris femelles et aux carcinomes des cellules squameuses de la cavité buccale chez des rats mâles dans une étude par gavage de 2 ans
Limite de détection	0,2 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à photo-ionisation (GC-PD) et confirmation par spectrométrie de masse
Performance du traitement	Une concentration de 0,01 mg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG) ou strippage à l'air
Remarques complémentaires	La limite inférieure de l'intervalle estimé des concentrations dans l'eau de boisson correspondant à une valeur limite supérieure de l'excès de risque de cancer sur la durée de vie de 10^{-5} (10 à 80 µg/l) correspond à l'estimation de la valeur guide antérieure obtenue à partir de données de leucémie fondées sur des études épidémiologiques faisant intervenir une exposition par inhalation. Cette valeur guide antérieure a donc été retenue.
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Benzene in drinking-water</i>

L'exposition aiguë de l'homme à des concentrations élevées de benzène affecte principalement le système nerveux central. À des concentrations plus faibles, le benzène est toxique pour le système hématopoïétique provoquant une série continue de changements hématologiques, notamment la leucémie. Comme le benzène est cancérigène pour l'homme, le CIRC l'a classé dans le Groupe 1. Des anomalies hématologiques similaires à celles observées chez l'homme ont été observées chez des espèces animales de laboratoire exposées au benzène. Les études avec des animaux ont montré que le benzène était cancérigène après inhalation et ingestion. Mélangé à de l'huile de maïs, il a induit plusieurs types de tumeurs chez le rat et la souris dans des essais biologiques par gavage menés sur une période de 2 ans. Le benzène ne s'est pas avéré mutagène dans des essais bactériens mais on a montré qu'il provoquait des aberrations chromosomiques in vivo chez un certain nombre d'espèces, notamment l'homme et le test du micronoyau est positif chez la souris.

Béryllium

La principale source de composés de béryllium dans l'eau est la combustion du charbon et d'autres activités industrielles utilisant le béryllium. Parmi les autres sources de béryllium dans les eaux de surface figurent les dépôts de béryllium atmosphérique et l'altération des roches et des sols contenant du béryllium. Il est peu vraisemblable que le béryllium soit présent dans les eaux naturelles à des niveaux supérieurs à des traces en raison de l'insolubilité des oxydes et des hydroxydes de béryllium à des pH normaux.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Rarement présent dans l'eau de boisson à des concentrations susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2009
Principales références	IPCS (2001) <i>Beryllium and beryllium compounds</i> OMS (2009) <i>Beryllium in drinking-water</i>

Comme le béryllium est rarement, voire jamais, présent dans l'eau de boisson à des concentrations susceptibles de provoquer des effets toxiques, la définition d'une valeur guide formelle n'a pas été jugée nécessaire.

Une valeur reposant sur des arguments sanitaires pour le béryllium dans l'eau de boisson de 12 µg/l peut être calculée en attribuant à l'eau de boisson 20 % de la DJT de 2 µg/kg de poids corporel, fondée sur une étude à long terme dans laquelle des chiens présentaient des lésions de l'intestin grêle, et en admettant qu'un adulte pèse 60 kg et boit 2 litres d'eau par jour. Cette attribution est probablement prudente, car les données limitées sur la nourriture indiquent que cette source est probablement nettement inférieure à la DJT.

Bien que le béryllium puisse apparemment se trouver dans des sources d'eau de boisson et dans l'eau de boisson à de faibles concentrations, sa présence est peu documentée dans la base de données et, dans certaines circonstances spécifiques, les concentrations peuvent être plus élevées en raison du pH (inférieur à 5 ou supérieur à 8) ou de la turbidité importante de l'eau de sources naturelles.

Bore

Les composés de bore sont utilisés dans la fabrication du verre, de savons et de détergents et comme retardateurs de flamme. Le bore est naturellement présent dans les eaux souterraines sous l'effet de la lixiviation à partir de roches et de sols contenant des borates et des borosilicates. Le contenu en borates des eaux de surface peut augmenter suite à des rejets d'eaux usées, mais l'utilisation de bore ayant diminué significativement, ses niveaux dans les eaux usées continuent de régresser.

<i>Valeur guide</i>	2,4 mg/l (2400 µg/l)
<i>Présence</i>	Les concentrations varient considérablement et dépendent de la géologie des terrains avoisinants et des rejets d'eaux usées ; dans la plupart des régions du monde, on estime que la concentration de bore dans l'eau de boisson est inférieure à 0,5 mg/l
DJT	0,17 mg/kg de poids corporel, sur la base d'une BMDL ₀₅ de 10,3 mg/kg de poids corporel par jour pour la toxicité du développement (diminution du poids corporel du fœtus chez les rats) et un facteur d'incertitude de 60 (10 pour la variation interspécifique et 6 pour la variation intraspécifique)
Limite de détection	0,15 µg/l par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) ; 6 à 10 µg/l par spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif (ICP-AES)
Performance du traitement	Un traitement conventionnel de l'eau (coagulation, sédimentation, filtration) n'élimine pas significativement le bore et des procédés particuliers doivent être mis en œuvre pour éliminer le bore des eaux dans lesquelles il est en concentrations élevées. L'échange d'ions et l'osmose inverse peuvent permettre une réduction sensible mais leur coût élevé peut être prohibitif. Le mélange avec des approvisionnements à faible teneur en bore peut être la seule méthode économique pour réduire les concentrations de bore dans les eaux fortement chargées.
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	40 % de la DJT (en raison de la faible ingestion par d'autres sources)
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Remarques complémentaires	Comme il sera difficile de respecter la valeur guide de 2,4 mg/l dans certains approvisionnements en eau dessalée et dans des régions présentant des niveaux de bore naturellement élevés, les autorités de régulation et les

	autorités sanitaires locales devraient envisager de fixer une valeur supérieure à 2,4 mg/l pour l'évaluation à partir d'autres sources.
Date de l'évaluation	2009
Principale référence	OMS (2009) <i>Boron in drinking-water</i>

Des expositions à court et long termes à l'acide borique ou au borax chez des animaux de laboratoire ont montré que le système reproducteur mâle est une cible privilégiée de toxicité. Des lésions testiculaires ont été observées chez les rats, les souris et les chiens recevant de l'acide borique ou du borax dans la nourriture ou l'eau de boisson. La toxicité du développement a été démontrée expérimentalement chez des rats, des souris et des lapins. Les résultats négatifs d'un grand nombre de tests de mutagénicité indiquent que l'acide borique et le borax ne sont pas génotoxiques. Des études à long terme avec des souris et des rats montrent que l'acide borique et le borax ne provoquent pas d'accroissement de l'incidence de tumeurs.

Bromate

Le bromate de sodium et le bromate de potassium sont des oxydants puissants principalement utilisés dans des solutions de neutralisation pour ondulations permanentes des cheveux et la coloration de textiles avec des colorants sulfurés. Le bromate de potassium a également été utilisé comme oxydant dans la maturation de la farine en meunerie, pour le traitement de l'orge en brasserie et dans les produits à base de pâte de poisson, bien que l'utilisation du bromate de potassium dans la préparation des aliments ne soit pas appropriée, selon une conclusion du JECFA. Normalement, l'eau ne contient pas de bromates ; sa présence dans l'eau peut résulter d'une pollution d'origine industrielle et parfois de sa présence dans des sols contaminés. Cependant, sa présence dans l'eau provient principalement de la formation de bromate lors de l'ozonation d'une eau contenant des ions bromure. Le bromate peut également être formé dans des solutions d'hypochlorite produites par électrolyse d'un sel contenant du bromure.

Valeur guide provisoire	0,01 mg/l (10 µg/l) La valeur guide est provisoire en raison des limitations des méthodes analytiques et de traitement disponibles.
Présence	Des concentrations allant de moins de 2 à 293 µg/l après ozonation ont été mesurées dans des eaux de boisson, les variations provenant de la concentration en ions bromure, du dosage de l'ozone, du pH, de l'alcalinité, et de la teneur en carbone organique dissous ; peut également être formé par la génération électrolytique de chlore et d'hypochlorite à partir d'une saumure fortement contaminée par du bromure
Fondement de la détermination de la valeur guide	La valeur limite supérieure estimée du risque de cancer pour le bromate est de 0,19 mg/kg de poids corporel par jour, sur la base d'une extrapolation linéaire de données relatives à de faibles doses (un modèle temps jusqu'à apparition de la tumeur (time-to-tumour) de Weibull à un paramètre a été appliqué à l'incidence de mésothéliomes, de tumeurs au niveau des tubules rénaux et de tumeurs folliculaires thyroïdiennes chez des rats mâles ayant reçu du bromate de potassium dans l'eau de boisson et euthanasiés après 12, 26, 52 ou 77 semaines). Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 2 µg/l est associée à la limite supérieure de l'excès de risque de cancer de 10 ⁻⁵ . On en arrive à une conclusion similaire avec plusieurs autres méthodes d'extrapolation conduisant à des valeurs situées dans l'intervalle de 2 à 6 µg/l.
Limite de détection	0,2 µg/l par chromatographie ionique avec détecteur d'absorbance UV/visible ; 0,3 µg/l par chromatographie ionique avec détection par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) ; 1,5 µg/l par chromatographie ionique avec détection par suppression de la conductivité

Performance du traitement	Une fois formé, le bromate est difficilement éliminé. Il est possible d'atteindre des concentrations de bromate inférieures à 0,01 mg/l en maîtrisant les conditions de désinfection de manière adéquate.
Date de l'évaluation	2003
Principale référence	OMS (2003) <i>Bromate in drinking-water</i>

Le CIRC est arrivé à la conclusion que, malgré les preuves insuffisantes de cancérrogénicité chez l'homme, les études à doses élevées dans les expérimentations avec des animaux apportent suffisamment de preuves de la cancérrogénicité du bromate. Le CIRC a classé le bromate dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérrogène pour l'homme). Le bromate est mutagène à la fois *in vitro* et *in vivo*. Actuellement, il n'existe pas de preuve suffisante pour tirer des conclusions sur le mode d'action cancérrogène du bromate. L'observation de tumeurs à un stade relativement précoce et la réponse positive dans une variété d'essais de génotoxicité suggèrent que le mode d'action prédominant à faibles doses correspond à une altération oxydative de l'acide désoxyribonucléique (ADN). Bien que des données suggèrent que la réactivité de l'ADN dans des tumeurs rénales puisse présenter une relation dose-réponse non linéaire, il n'existe pas de preuves suggérant que la relation dose-réponse soit la même dans le cas du développement de mésothéliomes ou de tumeurs thyroïdiennes. Le stress oxydatif peut jouer un rôle dans la formation de tumeurs rénales, mais les preuves sont insuffisantes pour établir que la peroxydation lipidique et la production de radicaux libres sont des événements clés responsables de l'induction de tumeurs rénales. Cependant, de nouvelles données indiquent une décomposition rapide du bromate dans le tractus gastro-intestinal, le sang et le foie, ce qui étaye l'existence d'une relation dose-réponse non linéaire à faibles doses.

Bromure

Le bromure est fréquemment observé dans la nature en association avec le chlorure de sodium, étant donné leurs propriétés physiques et chimiques similaires, mais en plus faibles quantités. Les concentrations de bromure vont de 65 mg/l à nettement plus de 80 mg/l dans l'eau de mer, de quantités en traces à environ 0,5 mg/l dans l'eau douce et jusqu'à 1 mg/l dans l'eau dessalée.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2009
Principale référence	OMS (2009) <i>Bromide in drinking-water</i>

Le bromure inorganique a été évalué en 1966 par le JMPR, qui a recommandé une DJA de 0 à 1 mg/kg de poids corporel, sur la base d'un dosage minimal pharmacologiquement efficace chez l'homme d'environ 900 mg de bromure de potassium, équivalent à 600 mg d'ions bromure. La DJA du JMPR a été validée avec de nouvelles données en 1988.

Les résultats des études chez l'homme suggèrent une dose sans effet observé (NOEL) prudente (pour un effet marginal dans des limites de fluctuation normales des électroencéphalogrammes chez des femmes) de 4 mg/kg de poids corporel par jour, résultant en une DJA de 0 à 0,4 mg/kg de poids corporel avec un facteur d'incertitude de 10 pour tenir compte de la diversité de la population.

La limite supérieure de la DJA de 0 à 0,4 mg/kg de poids corporel équivaut à une ingestion journalière totale admissible de 24 mg/personne pour une personne de 60 kg. En admettant que l'eau de boisson contribue pour 50 %, l'ingestion serait de 6 mg/l pour un adulte de 60 kg buvant 2 litres/jour et de 2 mg/l pour un enfant de 10 kg buvant 1 litre/jour. Cependant, l'ingestion de bromure par voie alimentaire pour un

enfant de 10 kg serait probablement inférieure à celle d'un adulte. Ces valeurs sont relativement prudentes et il est peu vraisemblable qu'elles soient atteintes dans les approvisionnements en eau de boisson.

Le bromure peut intervenir dans la réaction entre le chlore et la matière organique naturellement présente dans l'eau de boisson, formant des sous-produits bromés et chlorobromés mixtes, tels que des trihalométhanes (THM) et des acides acétiques halogénés (AAH) ; il peut également réagir avec l'ozone pour former du bromate. Les niveaux de bromure qui peuvent résulter de la formation de ces substances sont nettement inférieurs aux valeurs reposant sur des arguments sanitaires suggérées plus haut. Cette recommandation s'applique spécifiquement à l'ion bromure inorganique et non au bromate ou aux composés organohalogénés pour lesquels des valeurs guides individuelles reposant sur des arguments sanitaires ont été établies.

Cadmium

Le cadmium est un métal utilisé en aciérie et dans l'industrie des plastiques. Les composés à base de cadmium sont abondamment utilisés dans les piles. Le cadmium pénètre dans l'environnement par les eaux usées ; une pollution diffuse est due à la contamination par les engrais et la pollution locale de l'air. La contamination de l'eau de boisson peut également être due aux impuretés du zinc utilisé dans les tuyaux galvanisés et les soudures ainsi que de certaines robinetteries métalliques. La nourriture est la principale source d'exposition quotidienne au cadmium. L'ingestion orale quotidienne est de 10 à 35 µg. Le tabagisme est une source significative supplémentaire d'exposition au cadmium.

Valeur guide	0,003 mg/l (3 µg/l)
Présence	Les niveaux dans l'eau de boisson sont habituellement inférieurs à 1 µg/l
DMTP	25 µg/kg de poids corporel, sur la base de la relation entre l'excrétion de β ₂ -microglobuline dans l'urine et l'excrétion de cadmium dans l'urine pour des individus âgés de 50 ans ou plus
Limite de détection	0,01 µg/l par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) ; 2 µg/l par spectrométrie d'absorption atomique de flamme (FAAS)
Performance du traitement	Une concentration de 0,002 mg/l devrait pouvoir être atteinte par adoucissement par coagulation ou précipitation
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DMTP (car l'ingestion par la nourriture est importante)
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Remarques complémentaires	Bien que de nouvelles informations indiquent qu'une partie de la population générale encourt un risque accru de dysfonctionnement tubulaire en cas d'exposition à la DMTP actuelle, les estimations du risque qui peuvent être formulées actuellement sont imprécises. Il est reconnu que l'écart entre la DMTP et l'ingestion mensuelle réelle de cadmium par la population générale est faible et peut même être plus faible pour les fumeurs.
Date de l'évaluation	2011
Principales références	FAO/OMS (2011) <i>Evaluation of certain food additives and contaminants</i> OMS (2003) <i>Cadmium in drinking-water</i>

L'absorption de composés à base de cadmium dépend de leur solubilité. Le cadmium s'accumule principalement dans les reins et a une longue demi-vie chez l'homme (10 à 35 ans). Il est prouvé que le

cadmium est cancérigène quand il est inhalé et le CIRC a classé le cadmium et ses composés dans le Groupe 2A (probablement cancérigènes pour l'homme). Cependant, il n'existe pas de preuve de la cancérigénicité du cadmium par voie orale et pas de preuve claire de sa génotoxicité. Le rein est le principal organe cible pour la toxicité du cadmium.

Dans sa récente évaluation du cadmium, le JECFA a montré que les données associant l'excrétion du biomarqueur β_2 -microglobuline et celle du cadmium dans l'urine chez des individus âgés de 50 ans ou plus constituaient la base la plus fiable pour déterminer une concentration critique du cadmium dans l'urine. L'excrétion dans l'urine de moins de 5,24 μg de cadmium par gramme de créatinine n'est pas associée à une excrétion accrue de β_2 -microglobuline, et l'exposition alimentaire qui pourrait entraîner une concentration de cadmium dans l'urine correspondant au niveau critique de 5,24 $\mu\text{g/g}$ de créatinine est estimée à 0,8 $\mu\text{g/kg}$ de poids corporel par jour ou environ 25 $\mu\text{g/kg}$ de poids corporel par mois. En raison de la demi-vie exceptionnellement longue du cadmium, la DHTP antérieure de 7 $\mu\text{g/kg}$ de poids corporel a été supprimée et une DMTP de 25 $\mu\text{g/de}$ poids corporel a été définie.

Carbaryl

Le carbaryl (CAS No. 63-25-2) est un insecticide à large spectre de type carbamate utilisé pour lutter contre les ravageurs des cultures, des arbres et des plantes ornementales. Il est également utilisé dans certaines applications de santé publique et dans la pratique vétérinaire. Le carbaryl n'a pas été signalé dans l'eau de boisson ; cependant, il pourrait être présent après une pulvérisation ou une contamination d'eaux de surface. L'exposition par l'eau de boisson est donc considérée comme faible sauf dans des circonstances exceptionnelles. La principale voie d'ingestion du carbaryl pour la population générale est la nourriture, mais on considère que les résidus sont en concentration relativement faible.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2006
Principales références	FAO/OMS (2002) <i>Pesticide residues in food—2001 evaluations</i> OMS (2008) <i>Carbaryl in drinking-water</i>

Le carbaryl agit en inhibant la cholinestérase du cerveau et c'est également son principal mode de toxicité. Cependant, le carbaryl est également considéré comme un cancérigène non génotoxique pour la souris ; il provoque des tumeurs vasculaires chez les mâles de cette espèce. Sur cette base, le JMPR a défini une DJA de 0 à 0,008 mg/kg de poids corporel. Cette valeur est fondée sur la dose minimale pour laquelle un effet nocif est observé (LOAEL), soit 15 mg/kg de poids corporel par jour, et en appliquant un facteur de sécurité de 2000 (10 pour la variation interspécifique, 10 pour la variation intraspécifique et 20 pour refléter le développement d'une tumeur rare et maligne pour laquelle une dose sans effet n'a pas été identifiée).

Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 50 $\mu\text{g/l}$ (valeur arrondie) peut être déterminée à partir de la DJA du JMPR de 0 à 0,008 mg/kg de poids corporel, en admettant qu'un adulte pèse 60 kg et boit 2 litres d'eau par jour et en attribuant 20 % de la limite supérieure de la DJA à l'eau de boisson. Cependant, le carbaryl n'est pas observé dans l'eau de boisson à des concentrations significatives et la détermination d'une valeur guide formelle n'a pas été jugée nécessaire.

Carbofurane

Le carbofurane (CAS No. 1563-66-2) est utilisé dans le monde entier comme pesticide dans de nombreuses cultures. Dans les cultures traitées, les résidus sont généralement en faible concentration ou non détectables. Les propriétés physicochimiques du carbofurane et les quelques données sur sa présence dans l'environnement indiquent que l'eau de boisson issue à la fois de sources d'eau souterraines et d'eaux de surface est potentiellement la voie majeure d'exposition.

Valeur guide	0,007 mg/l (7 µg/l)
Présence	A été détecté dans des eaux de surface, des eaux souterraines et l'eau de boisson ; généralement à des niveaux de l'ordre de quelques microgrammes par litre ou moins ; la concentration la plus élevée (30 µg/l) a été mesurée dans une eau souterraine
DJA	0 à 0,002 mg/kg de poids corporel sur la base d'une NOAEL de 0,22 mg/kg de poids corporel par jour pour des effets aigus (réversibles) chez des chiens dans une étude à court terme (4 semaines) menée en complément d'une étude de 13 semaines dans laquelle l'inhibition de l'activité de l'acétylcholinestérase érythrocytaire a été observée et en appliquant un facteur d'incertitude de 100
Limite de détection	0,1 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur azote-phosphore ; 0,9 µg/l par CLHP en phase inverse avec détection par fluorescence
Performance du traitement	Une concentration de 1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la limite supérieure de la DJA
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Remarques complémentaires	Une étude de 4 semaines est considérée comme appropriée car la NOAEL est basée sur un effet aigu réversible ; la NOAEL est également prudente vis-à-vis des effets chroniques.
Date de l'évaluation	1998
Principales références	FAO/OMS (1997) <i>Pesticide residues in food—1996 evaluations</i> OMS (2003) <i>Carbofuran in drinking-water</i>

Le carbofurane est très toxique après administration orale aiguë. Le principal effet systémique d'une intoxication par le carbofurane dans des études de toxicité à court et à long termes est l'inhibition de la cholinestérase. Aucune preuve de tératogénicité n'a été établie dans les études de toxicité reproductive. Sur la base des études disponibles, le carbofurane ne semble pas cancérigène ni génotoxique.

Chloramines (monochloramine, dichloramine, trichloramine)

Les monochloramines, dichloramines et trichloramines sont considérées comme des sous-produits de la chloration de l'eau de boisson ; elles se forment quand du chlore et de l'ammoniac sont ajoutés dans l'eau. La monochloramine peut également être ajoutée pour maintenir une activité de désinfection résiduelle dans les réseaux de distribution d'eau potable. Comme quelquefois des di- et trichloramines se forment et sont à l'origine de problèmes de goût et d'odeur à des concentrations inférieures à celles auxquelles la monochloramine provoque ces mêmes problèmes, la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'a été envisagée que pour la monochloramine. Les chloramines sont rapidement

décomposées dans l'estomac sous l'effet de l'acide gastrique. L'utilisation de chloramines à la place du chlore pour la désinfection réduit la formation de THM dans les approvisionnements en eau de boisson. Cependant, on a signalé la formation d'autres sous-produits, tels que des haloacétones, la chloropicrine, le chlorure de cyanogène, des AAH, des haloacétonitriles, des aldéhydes et des chlorophénols. La monochloramine, qui est la chloramine la plus abondante, est considérée comme un désinfectant moins efficace que le chlore et est utilisée comme désinfectant secondaire pour maintenir une concentration résiduelle de désinfectant dans les réseaux de distribution.

Valeur guide	<i>Monochloramine</i> : 3 mg/l (3000 µg/l)
Présence	Des concentrations de chloramine de 0,5 à 2 mg/l en général sont observées dans les approvisionnements en eau de boisson dans lesquels la chloramine est utilisée comme désinfectant primaire ou pour maintenir une concentration résiduelle de chlore dans le réseau de distribution
DJT	94 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 9,4 mg/kg de poids corporel par jour, c'est-à-dire la dose la plus élevée administrée dans l'eau de boisson à des rats mâles dans une étude de 2 ans dans le cadre du National Toxicology Program (NTP) des États-Unis d'Amérique (le poids moyen des rats ayant reçu la dose la plus élevée était inférieur à celui du groupe témoin correspondant, probablement parce que l'eau de boisson avait un goût désagréable)
Limite de détection	10 µg/l par des méthodes colorimétriques
Performance du traitement	Il est possible d'abaisser efficacement la concentration de chloramine à un niveau proche de zéro (< 0.1 mg/l) par réduction ; cependant, une pratique normale consiste à maintenir une concentration résiduelle de chloramine de quelques dixièmes de milligramme par litre pour assurer une protection durant la distribution.
Détermination de la valeur guide	
<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau • poids • consommation 	100 % de la DJT 60 kg pour un adulte 2 litres/jour
Remarques complémentaires	<p>On n'a pas appliqué de facteur d'incertitude supplémentaire pour tenir compte d'une possible cancérogénicité car les effets cancéreux équivoques indiqués dans l'étude du National Toxicology Program (NTP) des États-Unis d'Amérique, pour une seule espèce et un seul sexe, étaient du même ordre que les effets observés pour les témoins historiques.</p> <p>La plupart des individus sont capables de détecter les chloramines par le goût à des concentrations inférieures à 5 mg/l, et certains les distinguent à des concentrations aussi faibles que 0,3 mg/l.</p>
Date de l'évaluation	2003
Principales références	IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> OMS (2004) <i>Monochloramine in drinking-water</i>
Motif de l'absence de valeur guide définie	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires pour la <i>dichloramine</i> et la <i>trichloramine</i>
Date de l'évaluation	1993
Principales références	IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i>

Monochloramine

Bien que la monochloramine se soit avérée mutagène dans certaines études in vitro, elle ne s'est pas révélée génotoxique in vivo. Le CIRC a placé la chloramine dans le Groupe 3 (inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme). Dans l'essai biologique du National Toxicology Program (NTP) des États-Unis d'Amérique réalisé avec deux espèces, l'incidence de leucémies des cellules mononucléaires chez des rats femelles était plus élevée mais aucune autre augmentation de l'incidence de tumeurs n'a été observée. L'augmentation de leucémies des cellules nucléaires n'est pas considérée comme liée au traitement, selon le Programme international de sécurité chimique (IPCS).

Dichloramine et trichloramine

La dichloramine et la trichloramine n'ont pas été étudiées de manière approfondie et les données disponibles ne permettent pas de déterminer des valeurs guides reposant sur des arguments sanitaires pour ces deux substances. Cependant, ces substances sont à l'origine de problèmes de goût et d'odeur (voir le Chapitre 10) si des mesures appropriées ne sont pas prises pour limiter la formation de monochloramine.

Chlordane

Le chlordane (CAS No. 57-47-9) est un insecticide à large spectre utilisé depuis 1947. Récemment, son utilisation a été de plus en plus limitée dans un grand nombre de pays et, actuellement, il est essentiellement utilisé pour détruire les termites par injection sous la surface du sol. Le chlordane peut être une source de contamination à faible niveau dans les eaux souterraines quand il est appliqué par injection sous la surface du sol. Le chlordane technique est un mélange de composés, avec des formes *cis* et *trans* de chlordane prédominantes. Il se dégrade très difficilement, est peu mobile dans le sol et il est peu vraisemblable qu'il migre dans les eaux souterraines, dans lesquelles il n'est que rarement observé. Il est rapidement libéré dans l'atmosphère. Bien que les concentrations de chlordane aient diminué dans la nourriture, il est très persistant et a un potentiel de bioaccumulation élevé.

Valeur guide	0,0002 mg/l (0,2 µg/l)
Présence	A été détecté à la fois dans l'eau de boisson et des eaux souterraines, habituellement à des niveaux inférieurs à 0,1 µg/l
DJTP	0,5 µg/kg de poids corporel sur la base d'une NOAEL de 50 µg/kg de poids corporel par jour déterminée en se fondant sur une augmentation du poids du foie, les taux de bilirubine sérique et l'incidence du gonflement hépatocellulaire dans une étude alimentaire à long terme avec des rats, et en appliquant un facteur d'incertitude de 100 (10 respectivement pour la variation interspécifique et la variation intraspécifique)
Limite de détection	0,014 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD)
Performance du traitement	Une concentration de 0,1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau 1 % de la DJTP • poids 60 kg pour un adulte • consommation 2 litres/jour
Remarques complémentaires	Le chlordane figure dans la liste de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants. Dès lors, un suivi peut être réalisé en plus de celui qui est requis par les Directives pour l'eau de boisson.
Date de l'évaluation	2003

Principales références	FAO/OMS (1995) <i>Pesticide residues in food—1994 evaluations</i> OMS (2003) <i>Chlordane in drinking-water</i>
------------------------	--

Chez des animaux de laboratoire, une exposition prolongée au chlordane dans la nourriture provoque des dommages au foie. Le chlordane produit des tumeurs hépatiques chez la souris mais la tendance des données indique qu'il n'est pas génotoxique. Le chlordane peut interférer avec la communication cellulaire *in vitro*, une caractéristique de nombreux promoteurs de tumeurs. Le CIRC a réévalué le chlordane en 1991 et a conclu que sa cancérogénicité chez l'homme n'était pas démontrée de manière appropriée mais que les preuves de sa cancérogénicité chez l'animal étaient suffisantes, le classant ainsi dans le Groupe 2B.

Chlore

Le chlore est produit en grande quantité et est largement utilisé comme désinfectant et agent de blanchiment à la fois dans l'industrie et au niveau domestique. En particulier, il est largement utilisé dans la désinfection des piscines et c'est le désinfectant/oxydant le plus communément utilisé dans le traitement de l'eau de boisson. Dans l'eau, le chlore réagit pour former l'acide hypochloreux et des hypochlorites. Les concentrations de chlorates et de certains perchlorates augmentent dans les solutions d'hypochlorite lors du stockage à des températures ambiantes élevées ou quand de nouvelles quantités d'hypochlorite sont ajoutées à l'hypochlorite déjà présent.

Valeur guide	5 mg/l (5000 µg/l)
Présence	Présent à des concentrations de 0,2 à 1 mg/l dans la plupart des eaux de boisson désinfectées
DJT	150 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL indiquant une absence de toxicité chez des rongeurs ingérant du chlore dans l'eau de boisson pendant 2 ans
Limite de détection	0,01 µg/l par CLHP après dérivatisation pré-colonne en 4-bromoacétanilide ; 10 µg/l sous forme de chlore libre, par colorimétrie ; 200 µg/l par chromatographie ionique
Performance du traitement	Il est possible d'abaisser efficacement la concentration de chlore à un niveau proche de zéro (< 0,1 mg/l) par réduction. Cependant, une pratique normale consiste à maintenir une concentration résiduelle de chlore de quelques dixièmes de milligramme par litre pour assurer une protection durant la distribution.
Détermination de la valeur guide	<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau 100 % de la DJT • poids 60 kg pour un adulte • consommation 2 litres/jour
Remarques complémentaires	<p>La valeur guide est prudente, car aucun niveau produisant un effet nocif n'a été identifié dans l'étude critique.</p> <p>La plupart des individus sont capables de détecter le goût du chlore à la concentration correspondant à la valeur guide.</p>
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Chlorine in drinking-water</i>

Chez l'homme et les animaux de laboratoire exposés au chlore contenu dans l'eau de boisson, aucun effet nocif spécifique n'a été détecté en lien avec ce traitement. Le CIRC a placé l'hypochlorite dans le Groupe 3 (inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme).

Chloroacétones

La 1,1-dichloroacétone se forme par la réaction entre le chlore et des précurseurs organiques et elle a été détectée dans l'eau de boisson chlorée. Les concentrations sont estimées à moins de 10 µg/l et habituellement à moins de 1 µg/l.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires pour aucune des chloroacétones
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Chloroacetones in drinking-water</i>

Les données toxicologiques relatives à la 1,1-dichloroacétone sont très limitées bien que des études avec des doses uniques indiquent qu'elle affecte le foie.

Les données sont actuellement insuffisantes pour déterminer des valeurs guides pour la 1,1-dichloroacétone et toutes les autres chloroacétones.

Chlorophénols (2-chlorophénol, 2,4-dichlorophénol, 2,4,6-trichlorophénol)

Les chlorophénols sont présents dans l'eau de boisson suite à la chloration de phénols, comme sous-produits de la réaction de l'hypochlorite avec les acides phénoliques, en tant que biocides ou produits de dégradation d'herbicides phénoxy. Les chlorophénols le plus vraisemblablement présents dans l'eau de boisson en tant que sous-produits de la chloration sont le 2-chlorophénol, le 2,4-dichlorophénol et le 2,4,6-trichlorophénol. Les seuils de détection par le goût pour les chlorophénols dans l'eau de boisson sont bas.

Valeur guide	2,4,6-trichlorophénol : 0,2 mg/l (200 µg/l)
Présence	Les concentrations de chlorophénols dans l'eau de boisson sont habituellement inférieures à 1 µg/l
Fondement de la détermination de la valeur guide	En appliquant le modèle multi-étapes linéarisé aux leucémies observées chez des rats mâles dans une étude alimentaire de 2 ans (les données de cette étude sur les tumeurs hépatiques n'ont pas été utilisées pour l'estimation du risque en raison du rôle possible des contaminants dans leur induction)
Limite de détection	0,5 à 5 µg/l par formation de dérivés éther pentafluorobenzyle ; 0,01 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD)
Performance du traitement	Les concentrations de 2,4,6-trichlorophénol peuvent être réduites par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Remarques complémentaires	La valeur guide pour le 2,4,6-trichlorophénol excède le seuil de détection par le goût le plus faible.
Date de l'évaluation	1993

Principale référence	OMS (2003) <i>Chlorophenols in drinking-water</i>
Motif de l'absence de valeur guide définie	Les données disponibles ne permettent pas la détermination de valeurs guides reposant sur des arguments sanitaires pour le <i>2-chlorophénol</i> et le <i>2,4-dichlorophénol</i>
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Chlorophenols in drinking-water</i>

2-chlorophénol

Les données sur la toxicité du 2-chlorophénol sont limitées. Une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'a donc pas été déterminée.

2,4-dichlorophénol

Les données sur la toxicité du 2,4-dichlorophénol sont limitées. Une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'a donc pas été déterminée.

2,4,6-trichlorophénol

Le rôle du 2,4,6-trichlorophénol dans l'induction de lymphomes et de leucémies chez des rats mâles et de tumeurs hépatiques chez des souris femelles a été signalé. Le composé ne s'est pas avéré mutagène dans le test de Ames mais une très faible activité mutagène a été montrée dans d'autres études in vitro et in vivo. Le CIRC a classé le 2,4,6-trichlorophénol dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérigène pour l'homme).

Chloropicrine

La chloropicrine, ou trichloronitrométhane, est formée par la réaction du chlore avec des acides humiques, des acides aminés et des nitrophénols. Sa formation est stimulée en présence de nitrates. Des données limitées obtenues aux États-Unis d'Amérique indiquent que les concentrations dans l'eau de boisson sont habituellement inférieures à 5 µg/l.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Chloropicrin in drinking-water</i>

Une diminution de la survie et du poids corporel a été signalée après une exposition orale à long terme chez des animaux de laboratoire. La chloropicrine s'est avérée mutagène dans des tests bactériens et des essais in vitro sur lymphocytes. En raison de la mortalité élevée observée dans un test biologique de cancérogenèse et du nombre limité de critères examinés dans l'étude de toxicité de 78 semaines, les données

obtenues ont été considérées comme inappropriées pour permettre la définition d'une valeur guide pour la chloropicrine.

Chlorotoluron

Le chlorotoluron (CAS No. 15545-48-9) est un herbicide de pré-levée ou de post-levée précoce lentement biodégradable et faiblement mobile dans le sol. L'exposition à ce composé est très limitée à partir de la nourriture.

Valeur guide	0,03 mg/l (30 µg/l)
Présence	Détecté dans l'eau de boisson à des concentrations inférieures à 1 µg/l
DJT	11,3 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 11,3 mg/kg de poids corporel par jour déterminée en se fondant sur les effets systémiques observés dans une étude alimentaire de 2 ans avec des souris et en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour les preuves de cancérogénicité)
Limite de détection	0,1 µg/l par séparation par CHLP en phase inverse couplée à une détection UV et électrochimique
Performance du traitement	Une concentration de 0,1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Chlorotoluron in drinking-water</i>

Le chlorotoluron présente une faible toxicité après exposition unique, à court ou à long terme d'animaux de laboratoire, mais on a montré qu'il provoquait une augmentation du nombre d'œdèmes et de carcinomes rénaux chez des souris mâles recevant des doses élevées pendant 2 ans. Comme aucun effet cancérogène n'a été signalé dans une étude de 2 ans avec des rats, on a suggéré que le chlorotoluron présentait un potentiel cancérogène spécifique à la fois de l'espèce et du sexe. L'effet génotoxique du chlorotoluron et de ses métabolites n'est pas démontré.

Chlorpyrifos

Le chlorpyrifos (CAS No. 2921-88-2) est un insecticide organophosphoré à large spectre utilisé pour lutter contre les moustiques, les mouches et divers ravageurs des cultures dans le sol et sur le feuillage, les ravageurs domestiques et les larves aquatiques. Bien que, pour des raisons de santé publique, son ajout dans l'eau ne soit pas recommandé par le Système OMS d'évaluation des pesticides (WHOPES), il peut être utilisé dans certains pays comme larvicide aquatique pour lutter contre les larves de moustiques. Le chlorpyrifos est fortement absorbé par le sol dans lequel sa mobilité et sa biodégradation sont faibles. Il est peu soluble dans l'eau et a une forte tendance à migrer des phases aqueuses vers les phases organiques dans l'environnement.

Valeur guide	0,03 mg/l (30 µg/l)
Présence	Détecté dans les eaux de surface aux États-Unis d'Amérique, habituellement à des concentrations inférieures à 0,1 µg/l ; également détecté dans les eaux souterraines dans moins de 1 % des puits testés, habituellement à des concentrations inférieures à 0,01 µg/l
DJA	0 à 0,01 mg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 1 mg/kg de poids corporel par jour déterminée en se fondant sur l'inhibition de l'activité acétylcholinestérase du cerveau dans des études avec des souris, des rats et des chiens, en appliquant un facteur d'incertitude de 100, et sur la base d'une NOAEL de 0,1 mg/kg de poids corporel par jour déterminée en se fondant sur l'inhibition de l'activité acétylcholinestérase érythrocytaire dans une étude portant sur des personnes exposées pendant 9 jours, en appliquant un facteur d'incertitude de 10
Limite de détection	1 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur par capture d'électrons (GC-ECD) ou un détecteur de flamme photométrique
Performance du traitement	Pas de données disponibles ; un traitement par coagulation (élimination de 10 à 20 %), par adsorption sur charbon actif ou par ozonation devrait être applicable
Détermination de la valeur guide	<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau 10 % de la limite supérieure de la DJA • poids 60 kg pour un adulte • consommation 2 litres/jour
Date de l'évaluation	2003
Principales références	FAO/OMS (2000) <i>Pesticide residues in food—1999 evaluations</i> OMS (2003) <i>Chlorpyrifos in drinking-water</i>

Le JMPR a conclu que le chlorpyrifos n'était vraisemblablement pas cancérigène pour l'homme. Le chlorpyrifos ne s'est pas avéré génotoxique dans un ensemble approprié d'études *in vitro* and *in vivo*. Dans les études à long terme, l'inhibition de l'activité cholinestérase représente le principal effet toxicologique observé chez toutes les espèces.

Chlorure

Le chlorure présent dans l'eau de boisson provient de sources naturelles, d'eaux usées et d'effluents industriels, de rejets urbains contenant du sel de déneigement et d'intrusions d'eau saline.

La principale source d'exposition au chlorure pour l'homme est l'ajout de sel dans la nourriture et l'ingestion à partir de cette source est habituellement nettement plus importante qu'à partir de l'eau de boisson.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Non préoccupant pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson
Remarques complémentaires	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Chloride in drinking-water</i>

Des concentrations excessives de chlorure augmentent les taux de corrosion des métaux dans le réseau de distribution, en fonction de l'alcalinité de l'eau. Ce phénomène peut entraîner une augmentation des concentrations de métaux dans l'eau de distribution.

Aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'a été proposée pour le chlorure dans l'eau de boisson. Cependant des concentrations supérieures à environ 250 mg/l peuvent lui donner un goût détectable (voir le Chapitre 10).

Chlorure de cyanogène

Le chlorure de cyanogène peut être formé en tant que sous-produit de la chloramination ou de la chloration de l'eau. Il se forme également par chloration de l'ion cyanure présent dans l'eau brute.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2009
Principales références	IPCS (2004) <i>Hydrogen cyanide and cyanides</i> OMS (2009) <i>Cyanogen chloride in drinking-water</i>

Le chlorure de cyanogène est rapidement métabolisé en cyanure dans le corps. Il existe peu de données disponibles sur la toxicité orale du chlorure de cyanogène.

Comme il est peu vraisemblable que le chlorure de cyanogène soit présent dans l'eau de boisson à des concentrations susceptibles de provoquer des effets toxiques, la détermination d'une valeur guide formelle pour le chlorure de cyanogène n'a pas été jugée nécessaire. Pour disposer néanmoins d'une recommandation, une valeur reposant sur des arguments sanitaires a été déterminée en se référant au cyanure.

En utilisant une NOAEL pour le cyanure de 4,5 mg/kg de poids corporel par jour pour suivre des changements mineurs au niveau des testicules dans une étude subchronique dans laquelle des rats ont été exposés par l'eau de boisson et en appliquant un facteur d'incertitude de 100, une DJT pour le cyanure de 0,045 mg/kg de poids corporel (correspondant à une dose de chlorure de cyanogène de 0,11 mg/kg de poids corporel) peut être déterminée. Étant donné le caractère mineur des changements observés et la NOAEL déterminée dans une précédente étude chronique, l'inclusion d'un facteur d'incertitude supplémentaire pour tenir compte de la durée de l'étude n'a pas été jugée nécessaire. En outre, il apparaît qu'une dose potentiellement toxique en cas d'empoisonnement aigu serait certainement tolérée dans des conditions chroniques, étant donné l'efficacité de la détoxification. En admettant qu'un adulte pèse 60 kg et boit 2 litres d'eau par jour, et en attribuant 20 % de la DJT à l'eau, étant donné le potentiel d'exposition aux glucosides de cyanogène dans la nourriture, la valeur reposant sur des arguments sanitaires pour une exposition à long terme est de 0,3 mg/l pour le cyanure ou de 0,6 mg/l pour le chlorure de cyanogène (valeurs arrondies).

Bien que de faibles concentrations de cyanure dans les eaux brutes soient converties en chlorure de cyanogène par chloration, le chlorure de cyanogène peut également être formé au cours de la production de chloramines in situ en tant que désinfectant résiduel pour maintenir de bonnes conditions d'hygiène dans le réseau de distribution. Il importe que le traitement soit optimisé pour minimiser la formation de chlorure de cyanogène tout en maintenant une concentration résiduelle de chloramine adéquate lorsque la chloramination est pratiquée.

Chlorure de vinyle

Le chlorure de vinyle est principalement utilisé pour la production de PVC. Étant donné sa volatilité élevée, le chlorure de vinyle a rarement été détecté dans les eaux de surface, excepté dans des régions contaminées. Le PVC non plastifié est de plus en plus utilisé dans certains pays pour les conduites d'eau. La migration de monomères de chlorure de vinyle à partir du PVC non plastifié est une source possible de chlorure de vinyle dans l'eau de boisson. L'inhalation est la voie d'ingestion du chlorure de vinyle la plus importante, bien que l'eau de boisson puisse représenter une part substantielle de l'ingestion journalière lorsque des conduites en PVC présentant une teneur résiduelle élevée en monomères de chlorure de vinyle sont utilisées dans le réseau de distribution. La présence de chlorure de vinyle a été signalée dans les eaux souterraines en tant que produit de dégradation des solvants chlorés trichloroéthène et tétrachloroéthène.

Valeur guide	0,0003 mg/l (0,3 µg/l)
Présence	Rarement détecté dans les eaux de surface, les concentrations mesurées n'excèdent généralement pas 10 µg/l ; des concentrations beaucoup plus élevées sont mesurées dans les eaux souterraines et les eaux de puits dans des régions contaminées ; des concentrations allant jusqu'à 10 µg/l ont été détectées dans l'eau de boisson
Fondement de la détermination de la valeur guide	Application d'une extrapolation linéaire en traçant une ligne droite entre les doses, en utilisant un modèle pharmacocinétique pour l'apparition de tumeurs chez 10 % de rats exposés par voie orale dans des essais biologiques en tenant compte de la dose zéro (origine), en déterminant la concentration associée à la valeur limite supérieure de l'excès de risque de 10 ⁻⁵ et en admettant un doublement du risque pour une exposition depuis la naissance
Limite de détection	0,01 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD) ou par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à ionisation de flamme (CG-DIF) avec confirmation par spectrométrie de masse
Performance du traitement	Une concentration de 0,001 mg/l devrait pouvoir être atteinte par strippage à l'air
Remarques complémentaires	<p>Les résultats de l'extrapolation linéaire sont presque identiques à ceux qui ont été déterminés en utilisant le modèle multi-étapes linéarisé.</p> <p>Le chlorure de vinyle étant un cancérogène humain connu, l'exposition à ce composé devrait être évitée autant que possible et les niveaux devraient être maintenus aussi bas que techniquement possible.</p> <p>Le chlorure de vinyle est un sujet de préoccupation principalement en tant que contaminant potentiel provenant de certains types de tuyaux en PVC et la meilleure manière de réduire le risque est de fixer des spécifications pour la qualité des matériaux.</p>
Date de l'évaluation	2003
Principales références	<p>IPCS (1999) <i>Vinyl chloride</i></p> <p>OMS (2004) <i>Vinyl chloride in drinking-water</i></p>

Il existe suffisamment de preuves de la cancérogénicité du chlorure de vinyle pour l'homme obtenues dans des populations de zones industrielles exposées à des concentrations élevées par inhalation et le CIRC a classé le chlorure de vinyle dans le Groupe 1 (cancérogène pour l'homme). Des études portant sur des personnes travaillant dans l'industrie du chlorure de vinyle font apparaître une relation exposition-réponse marquée pour tous les cancers hépatiques, angiosarcomes et carcinomes hépatocellulaires, mais pas de relation forte entre une exposition cumulative au chlorure de vinyle et d'autres cancers. Les données obtenues avec des animaux de laboratoire montrent que le chlorure de vinyle est un cancérogène multi-sites. Lorsqu'il est administré oralement ou par inhalation à des souris, des rats et des hamsters, il induit des tumeurs au niveau des glandes mammaires, des poumons, de la glande de Zymbal et de la peau, ainsi que des angiosarcomes du foie et à d'autres sites. Des données indiquent que les métabolites du chlorure de

vinyle sont génotoxiques, interagissant directement avec l'ADN. Des adduits d'ADN formés par la réaction de l'ADN avec un métabolite du chlorure de vinyle ont été identifiés. Suite à une exposition professionnelle, des aberrations chromosomiques, des micronoyaux et des échanges entre chromatides sœurs ont été signalés ; les niveaux de réponse étaient corrélés avec les niveaux d'exposition.

Chrome

Le chrome est largement répandu dans la croûte terrestre. Il possède une gamme de valences allant de +2 à +6. Généralement, c'est la nourriture qui est la principale source d'ingestion du chrome. Le chrome(III) est un nutriment essentiel.

Valeur guide provisoire	<i>Chrome total</i> : 0,05 mg/l (50 µg/l) La valeur guide est dite provisoire en raison des incertitudes dans la base de données toxicologiques.
Présence	Les concentrations de chrome total dans l'eau de boisson sont habituellement inférieures à 2 µg/l, bien que des concentrations allant jusqu'à 120 µg/l aient été signalées
Fondement de la détermination de la valeur guide	Aucune étude de toxicité adéquate n'est disponible pour servir de base à une NOAEL. Une valeur guide a été proposée une première fois en 1958 pour le chrome hexavalent, en se fondant sur des préoccupations sanitaires, mais elle a été modifiée par la suite en une valeur guide pour le chrome total en raison des difficultés d'analyse de la forme hexavalente seule.
Limite de détection	0,05 à 0,2 µg/l pour le chrome total par spectrométrie d'absorption atomique (SAA)
Performance du traitement	Une concentration de 0,015 mg/l devrait pouvoir être atteinte par coagulation
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Chromium in drinking-water</i>

Dans une étude de cancérogénicité à long terme avec des rats auxquels du chrome(III) a été administré par voie orale, aucune augmentation de l'incidence de tumeurs n'a été observée. Chez les rats, le chrome(VI) est cancérogène par inhalation alors qu'une étude du National Toxicology Program (NTP) des États-Unis d'Amérique a apporté des preuves de la cancérogénicité par voie orale pour des doses élevées. Cependant, des données montrent que la relation dose - réponse est non linéaire à faibles doses parce que le chrome(VI) est réduit en chrome(III) dans l'estomac et le tractus gastro-intestinal. Dans des études épidémiologiques, une association a été observée entre l'exposition au chrome(VI) par inhalation et le cancer des poumons. Le CIRC a placé le chrome(VI) dans le Groupe 1 (cancérogène pour l'homme) et le chrome(III) dans le Groupe 3 (inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme). Les composés de chrome(VI) se sont avérés actifs dans divers essais de génotoxicité *in vitro* et *in vivo*, contrairement aux composés de chrome(III).

Cuivre

Le cuivre est à la fois un nutriment essentiel et un contaminant de l'eau de boisson. Il est utilisé dans la fabrication de tuyaux, de vannes et de la robinetterie et est également présent dans des alliages et des revêtements. Le sulfate de cuivre pentahydraté est quelquefois ajouté à l'eau de surface pour lutter contre les algues. Les concentrations de cuivre dans l'eau de boisson varient considérablement, la principale source étant le plus souvent la corrosion à l'intérieur de l'installation de plomberie en cuivre. Les niveaux dans l'eau courante ou après purge complète tendent à être faibles tandis que dans des échantillons d'eau stagnante

ou de réseaux partiellement purgés, les concentrations sont plus variables et peuvent être sensiblement plus élevées (fréquemment supérieures à 1 mg/l). Les concentrations de cuivre dans l'eau traitée augmentent souvent pendant la distribution, en particulier dans des réseaux où circule une eau à pH acide ou une eau fortement carbonatée à pH alcalin. La nourriture et l'eau sont les principales sources d'exposition au cuivre dans les pays développés. La consommation d'eau stagnante ou d'eau provenant de réseaux de distribution partiellement purgés comportant des tuyaux ou de la robinetterie en cuivre peut augmenter considérablement l'exposition quotidienne totale au cuivre, en particulier chez les nouveau-nés nourris avec des préparations reconstituées avec de l'eau du robinet.

Valeur guide	2 mg/l (2000 µg/l)
Présence	Les concentrations dans l'eau de boisson vont de ≤ 0,005 à > 30 mg/l, principalement du fait de la corrosion à l'intérieur d'installations de plomberie en cuivre
Fondement de la détermination de la valeur guide	Pour assurer une protection contre les effets gastro-intestinaux aigus du cuivre et une marge de sécurité adéquate dans des populations présentant une homéostasie du cuivre normale.
Limite de détection	0,02 à 0,1 µg/l par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) ; 0,3 µg/l par spectrométrie d'émission optique à plasma à couplage inductif (ICP-OES) ; 0,5 µg/l par spectrométrie d'absorption atomique de flamme (FAAS)
Performance du traitement	Le cuivre n'est pas éliminé par des traitements conventionnels. Cependant, le cuivre n'est pas, normalement, un contaminant de l'eau brute.
Remarques complémentaires	<p>Pour des adultes présentant une homéostasie du cuivre normale, la valeur guide devrait permettre une consommation de 2 à 3 litres d'eau par jour, à laquelle s'ajoute un supplément nutritionnel et des aliments contenant du cuivre sans dépasser le niveau supérieur de la dose tolérable de 10 mg/jour ou provoquer une réaction gastro-intestinale indésirable.</p> <p>Une coloration du linge et de la faïence sanitaire se produit à des concentrations de cuivre supérieures à 1 mg/l. Au-delà de 2,5 mg/l, le cuivre confère à l'eau un goût amer désagréable ; à des niveaux plus élevés, la couleur de l'eau est également altérée.</p> <p>Dans la plupart des situations où des tuyaux de cuivre sont utilisés dans l'installation de plomberie, les concentrations de cuivre seront inférieures à la valeur guide. Cependant, dans certaines conditions, par exemple, avec une eau très acide ou très agressive, les concentrations de cuivre peuvent être beaucoup plus élevées et l'utilisation de tuyaux en cuivre peut s'avérer inappropriée.</p>
Date de l'évaluation	2003
Principales références	IPCS (1998) <i>Copper</i> OMS (2003) <i>Copper in drinking-water</i>

Le Programme international de sécurité chimique (IPCS) a conclu que la limite supérieure de l'intervalle acceptable pour l'ingestion orale chez des adultes est mal définie, mais se situe le plus vraisemblablement dans la gamme de quelques milligrammes par jour (plus de 2 ou 3 mg/jour), mais guère davantage. Cette évaluation se fonde uniquement sur des études relatives aux effets gastro-intestinaux de l'eau de boisson contaminée par du cuivre. Les données disponibles sur la toxicité chez des animaux de laboratoire n'ont pas été jugées utilisables pour définir la limite supérieure acceptable pour une ingestion orale car il n'est pas certain que le modèle soit pertinent pour l'homme, mais elles permettent de comprendre le mécanisme de la réponse. Les données sur les effets gastro-intestinaux du cuivre doivent être utilisées avec prudence, car les effets observés sont bien plus influencés par la concentration de cuivre ingérée que par la quantité totale ingérée sur une période de 24 heures. Des études récentes ont déterminé le seuil pour les effets du cuivre dans l'eau de boisson sur le tractus gastro-intestinal, mais certaines incertitudes demeurent quant aux effets

à long terme du cuivre sur des groupes sensibles, tels que les porteurs du gène de la maladie de Wilson et les personnes souffrant d'autres troubles métaboliques de l'homéostasie du cuivre.

Cyanazine

La cyanazine (CAS No. 21725-46-2) est un herbicide de la famille des triazines. Elle est utilisée comme herbicide de pré-levée et de post-levée pour lutter contre les graminées annuelles et les dicotylédones adventices. Elle peut être dégradée dans le sol et l'eau sous l'effet de micro-organismes et par hydrolyse.

Valeur guide	0,0006 mg/l (0,6 µg/l)
Présence	A été détectée dans les eaux de surface et les eaux souterraines, habituellement à des concentrations de quelques microgrammes par litre, bien que des concentrations allant jusqu'à 1,3 et 3,5 mg/l aient été mesurées dans des eaux de surface et des eaux souterraines, respectivement
DJT	0,198 µg/kg de poids corporel sur la base d'une NOAEL de 0,198 mg/kg déterminée en se fondant sur l'hyperactivité de rats mâles dans une étude de toxicité/cancérogénicité de 2 ans, en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour les données limitées quant à la cancérogénicité)
Limite de détection	0,01 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM)
Performance du traitement	Une concentration de 0,1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	1998
Principale référence	OMS (2003) <i>Cyanazine in drinking-water</i>

Les données disponibles sur la mutagénicité de la cyanazine n'apportent pas de preuve nette de sa génotoxicité. La cyanazine induit des tumeurs des glandes mammaires chez le rat mais pas chez la souris. Le mécanisme de développement de tumeurs mammaires chez le rat est actuellement étudié et pourrait être hormonal. La cyanazine est également tératogène chez les rats à des niveaux de dose de 25 mg/kg de poids corporel par jour et plus.

Cyanure

Les cyanures peuvent être présents dans certains aliments, en particulier dans certains pays en développement et ils sont occasionnellement détectés dans l'eau de boisson, mais habituellement à de très faibles concentrations. Cependant, dans certaines situations, des déversements importants de cyanure liés à des activités industrielles peuvent générer des concentrations très élevées dans l'eau de boisson, particulièrement quand elle est issue d'eaux de surface.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques, sauf dans des situations d'urgence à la suite de déversements dans une source d'eau
Date de l'évaluation	2009
Principales références	IPCS (2004) Hydrogen cyanide and cyanides OMS (2009) <i>Cyanide in drinking-water</i>

Le cyanure présente une toxicité aiguë élevée. Il est détoxifié dans le foie par le métabolisme de premier passage suite à une exposition orale. En conséquence, une exposition à une dose étalée sur une plus longue période, pendant une journée par exemple, sera moins toxique ou mieux tolérée que la même dose administrée en un seul bolus. L'exposition à des doses élevées peut entraîner une toxicité thyroïdienne, en tant qu'effet secondaire, par inhibition de l'absorption d'iode due au thiocyanate généré par la rhodanèse, enzyme de détoxification du cyanure. Les données relatives à l'homme sont difficilement interprétables en raison de la difficulté d'évaluer la dose réellement absorbée par l'homme suite à une intoxication aiguë létale et du manque d'études correctement menées sur la toxicité sub létale.

Des recommandations sont nécessaires pour les concentrations qui ne sont pas préoccupantes pour la santé publique après une exposition à court terme au cyanure. Cependant, comme il est peu vraisemblable que le cyanure soit présent dans l'eau de boisson à des concentrations susceptibles de provoquer des effets toxiques, la détermination d'une valeur guide formelle pour une exposition à court terme au cyanure n'a pas été jugée nécessaire.

Les données sur l'exposition aiguë au cyanure ne permettent pas de déterminer une valeur reposant sur des arguments sanitaires pour une exposition à court terme, en raison de la grande incertitude liée à ces données. L'utilisation de la NOAEL pour les effets sur les organes reproducteurs mâles de rats dans une étude de 13 semaines et d'un facteur d'incertitude de 100 permet de déterminer une DJT de 0,045 mg/kg de poids corporel. Comme cette valeur reposant sur des arguments sanitaires est prévue pour une application à court terme avec une durée d'exposition ne dépassant pas 5 jours, l'attribution de 40 % de la DJT à l'eau de boisson est considérée comme acceptable pour tenir compte d'une exposition aux glycosides cyanogènes par la nourriture. En considérant qu'un adulte pèse 60 kg et boit deux litres d'eau par jour et en attribuant 40 % de la DJT à l'eau de boisson, une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 0,5 mg/l (valeur arrondie) pour une exposition à court terme peut être calculée.

Cette valeur reposant sur des arguments sanitaires est nettement inférieure au niveau qui est normalement considéré comme préoccupant pour la santé humaine. Le cyanure est rapidement détoxifié et une exposition étalée sur toute la journée réduira les effets potentiels. Cette valeur conviendrait pour une application pendant une période limitée allant jusqu'à 5 jours, ce qui est la période la plus longue envisageable dans des circonstances telles qu'une situation d'urgence. Cependant, il est probable que, dans la plupart des circonstances, cette valeur soit très prudente pour une exposition à court terme.

On notera que le seuil de détection par l'odeur le plus faible signalé pour le cyanure dans l'eau de boisson est 0,17 mg/l, qui est inférieur à la valeur à court terme reposant sur des arguments sanitaires. Il est donc possible qu'un petit nombre d'individus détecteront le cyanure à l'odeur à des concentrations inférieures à la valeur reposant sur des arguments sanitaires.

La valeur reposant sur des arguments sanitaires se rapporte à la concentration de cyanure totale au robinet, y compris le cyanure provenant du chlorure de cyanogène dans l'eau de boisson en tant que sous-produit de désinfection par le chlore. Le chlorure de cyanogène se dégrade rapidement en cyanure dans le réseau de distribution ou lorsqu'il est ingéré. Comme les faibles niveaux de cyanure normalement observés dans l'eau de boisson résultent principalement de la présence de chlorure de cyanogène, la détermination d'une valeur guide pour une exposition à long terme au cyanure n'a pas été jugée nécessaire.

2,4-D

Le terme 2,4-D est utilisé ici pour désigner la forme acide libre de l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique (CAS No. 94-75-7). Le 2,4-D est commercialisé sous forme d'acide libre, de sels alcalins ou aminés, et d'esters. Le 2,4-D proprement dit est chimiquement stable mais ses esters sont rapidement hydrolysés en acide libre. Le 2,4-D est un herbicide systémique utilisé pour lutter contre les dicotylédones adventices, y compris les plantes aquatiques. Le 2,4-D est rapidement biodégradé dans l'environnement. Les concentrations de résidus de 2,4-D dans la nourriture excèdent rarement quelques dixièmes de microgramme par kilogramme.

Valeur guide	0,03 mg/l (30 µg/l)
Présence	Les concentrations dans l'eau sont habituellement inférieures à 0,5 µg/l, bien que des concentrations pouvant aller jusqu'à 30 µg/l aient été mesurées
DJA	0 à 0,01 mg/kg de poids corporel pour la somme du 2,4-D et de ses sels et esters, exprimée en 2,4-D, sur la base d'une NOAEL de 1 mg/kg de poids corporel par jour dans une étude de toxicité de 1 an avec des chiens (pour divers effets dont des lésions histopathologiques aux niveaux rénal et hépatique) et une étude de toxicité et de cancérogénicité de 2 ans avec des rats (pour des lésions rénales)
Limite de détection	0,1 µg/l par chromatographie gaz-liquide avec détection par conductivité électrolytique
Performance du traitement	Une concentration de 1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la limite supérieure de la DJA
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Remarques complémentaires	La valeur guide s'applique au 2,4-D, les sels et esters de 2,4-D étant rapidement hydrolysés en acide libre dans l'eau.
Date de l'évaluation	1998
Principales références	FAO/OMS (1997) <i>Pesticide residues in food—1996 evaluations</i> OMS (2003) <i>2,4-D in drinking-water</i>

Des études épidémiologiques ont indiqué une association entre l'exposition à des herbicides chlorophénoxy, notamment le 2,4-D, et deux formes de cancer chez l'homme : les sarcomes de tissus mous et les lymphomes non hodgkiniens. Cependant, les résultats de ces études ne sont pas cohérents, les associations observées sont faibles et les conclusions de différents chercheurs sont contradictoires. La plupart des études ne donnent pas d'information sur l'exposition spécifique au 2,4-D, et le risque a été mis en lien avec la catégorie générale des herbicides chlorophénoxy, groupe qui comprend l'acide 2,4,5-trichlorophénoxyacétique (2,4,5-T), qui était potentiellement contaminé par des dioxines. Le JMPR en a conclu qu'il n'était pas possible d'évaluer le potentiel cancérogène du 2,4-D sur la base des études épidémiologiques disponibles. Le JMPR a conclu également que le 2,4-D et ses sels et esters ne sont pas génotoxiques. La toxicité des sels et esters de 2,4-D est comparable à celle de l'acide.

2,4-DB

Les demi-vies pour la dégradation des herbicides chlorophénoxy, notamment le 2,4-DB, ou acide 2,4-dichlorophénoxybutyrique (CAS No. 94-82-6), dans l'environnement sont de l'ordre de plusieurs jours. Les herbicides chlorophénoxy sont rarement détectés dans la nourriture.

Valeur guide	0,09 mg/l (90 µg/l)
Présence	Les herbicides chlorophénoxy sont rarement détectés dans l'eau de boisson ; lorsqu'ils le sont, les concentrations ne sont habituellement pas supérieures à quelques microgrammes par litre
DJT	30 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 3 mg/kg de poids corporel par jour pour des effets sur les poids du corps et des organes, des paramètres chimiques et hématologiques sanguins dans une étude de 2 ans avec des rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 100 (pour la variation inter- et intraspécifique)
Limite de détection	1 µg/l à 1 mg/l pour différentes méthodes couramment utilisées pour la détermination des herbicides chlorophénoxy dans l'eau, notamment l'extraction par solvant, la séparation par chromatographie en phase gazeuse, la chromatographie gaz-liquide, la chromatographie en couche mince ou la chromatographie liquide haute performance (CLHP), avec détection UV ou par capture d'électrons (ECD)
Performance du traitement	Une concentration de 0,1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau 10 % de la DJT • poids 60 kg pour un adulte • consommation 2 litres/jour
Remarques complémentaires	La NOAEL utilisée dans la détermination de la valeur guide est similaire à la NOAEL de 2,5 mg/kg de poids corporel par jour déterminée dans une étude à court terme avec des chiens et à la NOAEL de 5 mg/kg de poids corporel par jour pour l'hypertrophie hépatocytaire déterminée dans une étude de 3 mois avec des rats.
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water</i>

Les herbicides chlorophénoxy, en tant que groupe, ont été classés par le CIRC dans le Groupe 2B (agents pouvant être cancérogènes pour l'homme). Cependant, les données disponibles dans les études portant sur des populations exposées et des animaux de laboratoire ne permettent pas d'évaluer le potentiel cancérogène pour l'homme spécifique à chaque herbicide chlorophénoxy. Dès lors, les directives pour l'eau de boisson relatives à ces composés sont fondées sur une approche à seuil pour d'autres effets toxiques.

DDT et ses métabolites

La structure du dichlorodiphényltrichloroéthane, ou DDT (CAS No. 107917-42-0), admet plusieurs formes isomères différentes ; les produits commerciaux sont principalement constitués de *p,p'*-DDT. Son utilisation a été limitée, voire interdite, dans plusieurs pays, bien qu'il soit encore utilisé dans certains pays pour lutter contre les vecteurs qui transmettent la fièvre jaune, la maladie du sommeil, le typhus, le paludisme et d'autres maladies transmises par des insectes. Le DDT et ses métabolites sont persistants dans l'environnement et résistants à une dégradation complète par les micro-organismes. Les aliments sont la source principale d'ingestion de DDT et de composés apparentés pour la population générale, bien que l'exposition ait significativement diminué suite à l'importante réduction de l'utilisation du DDT, excepté dans des applications particulières.

Valeur guide	0,001 mg/l (1 µg/l)
Présence	Détecté dans les eaux de surface à des concentrations inférieures à 1 µg/l ; également détecté dans l'eau de boisson à des concentrations 100 fois inférieures
DJTP	0,01 mg/kg de poids corporel sur la base d'une NOAEL de 1 mg/kg de poids corporel par jour déterminée en se fondant sur la toxicité du développement chez des rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 100 (pour la variation inter- et intraspécifique)
Limite de détection	0,011 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD)
Performance du traitement	Une concentration de 0,1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par coagulation ou par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	1 % de la DJTP
• poids	10 kg pour un enfant
• consommation	1 litre/jour
Remarques complémentaires	<p>Le DDT figure dans la liste de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants. Dès lors, un suivi peut être réalisé en plus de celui qui est requis par les Directives pour l'eau de boisson.</p> <p>Il faut noter que le niveau de DDT et de ses métabolites dans les aliments a diminué de manière constante et que la part attribuée à l'eau de 1 % de la DJTP est probablement très prudente.</p> <p>La valeur guide est déterminée en admettant qu'un enfant pèse 10 kg et boit 1 litre d'eau par jour, car les nourrissons et les enfants sont susceptibles d'être exposés à des quantités de produits chimiques plus importantes par rapport à leur poids corporel et en raison des craintes concernant la bioaccumulation du DDT.</p> <p>Il faut souligner que les avantages du DDT utilisé dans la lutte contre le paludisme et dans d'autres programmes de lutte contre des vecteurs de maladies surpassent tout risque sanitaire lié à la présence de DDT dans l'eau de boisson.</p>
Date de l'évaluation	2003
Principales références	FAO/OMS (2001) <i>Pesticide residues in food—2000 evaluations</i> OMS (2004) <i>DDT and its derivatives in drinking-water</i>

Un groupe de travail organisé par le CIRC a classé la famille du DDT (le mélange des différents isomères de DDT et les composés associés) comme un cancérigène non génotoxique chez les rongeurs et un puissant promoteur de tumeurs hépatiques. Le CIRC a estimé que les preuves de cancérigénicité du DDT étaient insuffisantes pour l'homme et suffisantes pour les animaux de laboratoire en se fondant sur les tumeurs hépatiques observées chez les rats et les souris et il a classé le DDT dans le Groupe 2B. Les résultats des études épidémiologiques relatives au cancer du pancréas, au myélome multiple, au lymphome non-hodgkinien et au cancer de l'utérus ne confortent pas l'hypothèse d'une association avec l'exposition environnementale à la famille du DDT. Des données contradictoires ont été obtenues pour certains critères génotoxiques. Dans la plupart des études, le DDT n'a pas induit d'effets génotoxiques chez des rongeurs ou dans des systèmes cellulaires humains ; il n'est pas non plus mutagène pour les champignons ou les bactéries. L'United States Agency for Toxic Substances and Disease Registry a conclu que la famille du DDT pouvait altérer la reproduction et le développement de plusieurs espèces. Les effets hépatiques du DDT chez les rats sont notamment une augmentation du poids du foie, une hypertrophie, une hyperplasie, l'induction d'enzymes microsomiales, dont le cytochrome P450, une nécrose cellulaire, une activité accrue des enzymes hépatiques sériques et des effets mitogènes qui peuvent être en lien avec une réponse régénérative du foie à des doses élevées de DDT.

Dialkylétains

Le groupe des produits chimiques connus sous le nom d'organo-étains comprend un grand nombre de composés présentant différentes propriétés et applications. Les organo-étains les plus largement utilisés sont les composés di-substitués qui servent de stabilisateurs dans les plastiques, notamment le chlorure de polyvinyle (PVC) des conduites d'eau en plastique, et les composés tri-substitués qui sont largement utilisés comme biocides.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires pour aucun des dialkylétains
Date de l'évaluation	2003
Principale référence	OMS (2004) <i>Dialkyltins in drinking-water</i>

Les composés di-substitués qui peuvent être libérés à de faibles concentrations à partir de tuyaux d'eau en plastique nouvellement installés sont principalement des immunotoxines, bien qu'ils se révèlent généralement peu toxiques. Les données disponibles sont insuffisantes pour permettre de proposer des valeurs guides pour les différents dialkylétains.

1,2-dibromo-3-chloropropane

Le 1,2-dibromo-3-chloropropane (CAS No. 96-12-8), ou DBCP, est un fumigant très soluble dans l'eau qui est appliqué dans le sol. Le seuil de détection par le goût et l'odeur dans l'eau est de 10 µg/l. Le DBCP a été détecté dans des légumes cultivés sur des sols traités et de faibles niveaux ont été détectés dans l'air.

Valeur guide	0,001 mg/l (1 µg/l)
Présence	Des études limitées ont indiqué des niveaux allant jusqu'à quelques microgrammes par litre dans l'eau de boisson
Fondement de la détermination de la valeur guide	Un modèle multi-étapes linéarisé a été appliqué aux données sur l'incidence de tumeurs gastriques, rénales et hépatiques chez le rat mâle dans une étude alimentaire de 104 semaines
Limite de détection	0,02 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD)
Performance du traitement	Une concentration de 1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par strippage à l'air suivi d'une filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Remarques complémentaires	La valeur guide de 1 µg/l devrait assurer une protection contre la toxicité reproductive du DBCP.
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>1,2-Dibromo-3-chloropropane in drinking-water</i>

Sur la base des données obtenues avec différentes souches de rats et de souris, le DBCP est considéré comme cancérigène dans les deux sexes par voie orale, par inhalation et par voie cutanée. Le DBCP présente également une toxicité reproductive chez l'homme et plusieurs espèces d'animaux de laboratoire. Le DBCP s'est révélé génotoxique dans une majorité de tests *in vitro* et *in vivo*. Le CIRC a classé le DBCP dans le Groupe 2B sur la base de données de cancérigénicité suffisantes chez l'animal. Des données

épidémiologiques récentes indiquent une augmentation de la mortalité cancéreuse chez des individus exposés à des niveaux élevés de DBCP.

1,2-dibromoéthane

Le 1,2-dibromoéthane (CAS No. 106-93-4), ou dibromure d'éthylène, est utilisé comme capteur de plomb dans l'essence au plomb tétra-alkyle et agent anti-cognement, ainsi que comme fumigant appliqué dans le sol, sur les céréales et les fruits. Cependant, avec la disparition progressive de l'essence au plomb et des applications de 1,2-dibromoéthane en agriculture dans de nombreux pays, l'utilisation de cette substance a significativement régressé. Outre la poursuite de son utilisation comme additif de l'essence dans certains pays, le 1,2-dibromoéthane sert aujourd'hui principalement de solvant et d'intermédiaire dans l'industrie chimique.

Valeur guide provisoire	0,0004 mg/l (0,4 µg/l) La valeur guide est provisoire en raison de sérieuses limitations en termes d'études critiques.
Présence	Détecté dans les eaux souterraines après son utilisation comme fumigant à des concentrations allant jusqu'à 100 µg/l
Fondement de la détermination de la valeur guide	Limite inférieure de l'intervalle (et donc une estimation plus prudente) des risques de cancer pour une exposition à une faible dose pendant une vie entière calculé avec un modèle multi-étapes linéarisé des incidences d'hémangiosarcomes et de tumeurs de l'estomac, du foie, des poumons et du cortex surrénal (ajusté, le cas échéant, pour tenir compte du niveau élevé de mortalité précoce observé et corrigé en fonction du taux attendu d'accroissement de l'incidence tumorale chez des rongeurs dans un essai biologique standard de 104 semaines) avec des rats et des souris exposés par gavage
Limite de détection	0,01 µg/l par micro-extraction et chromatographie en phase gazeuse – spectrométrie de masse (CG-SM) ; 0,03 µg/l par chromatographie en phase gazeuse à système de purge et piégeage (purge-and-trap) avec détecteur spécifique des halogènes ; 0,8 µg/l par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire à système de purge et piégeage avec détecteur à photo-ionisation et détecteur par conductivité électrolytique placés en série
Performance du traitement	Une concentration de 0,1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Date de l'évaluation	2003
Principales références	IPCS (1995) <i>Report of the 1994 meeting of the Core Assessment Group</i> IPCS (1996) <i>1,2-Dibromoethane</i> OMS (2003) <i>1,2-Dibromoethane in drinking-water</i>

Le 1,2-dibromoéthane induit une incidence accrue de tumeurs en plusieurs sites dans tous les essais biologiques de cancérogénicité identifiés dans lesquels des rats et des souris ont été exposés au composé par gavage, ingestion d'eau de boisson, application cutanée et inhalation. Cependant, beaucoup de ces études se caractérisent par une mortalité précoce élevée, un examen histopathologique limité, des groupes de petite taille ou un niveau d'exposition unique. Un essai d'initiation/promotion indique que le 1,2-dibromoéthane est un initiateur de foyers hépatiques mais il n'induit pas le développement de tumeurs cutanées. Il s'est systématiquement révélé génotoxique dans des essais in vitro alors que les résultats des essais in vivo étaient mitigés. Sa biotransformation en métabolites actifs, qui se lie à l'ADN, est probablement impliquée dans l'induction tumorale. Les données disponibles n'étaient pas l'existence d'un mécanisme non génotoxique d'induction tumorale et indiquent que, chez les rongeurs, le 1,2-dibromoéthane est un cancérogène génotoxique. Les données relatives à la cancérogénicité potentielle chez l'homme sont inappropriées ;

cependant, il est vraisemblable que le 1,2-dibromoéthane soit métabolisé de façon similaire chez les rongeurs et chez l'homme (la production de métabolites actifs chez l'homme variant toutefois en raison du polymorphisme génétique). Le CIRC a classé le 1,2-dibromoéthane dans le Groupe 2A (probablement cancérigène pour l'homme).

Dichlorobenzènes (1,2-dichlorobenzène, 1,3-dichlorobenzène, 1,4-dichlorobenzène)

Les dichlorobenzènes (DCB) sont largement utilisés dans l'industrie et les produits domestiques, tels que des agents masquant les odeurs, des colorants chimiques et des pesticides. Les sources d'exposition humaine sont principalement l'air et la nourriture.

Valeurs guides	<i>1,2-dichlorobenzène</i> : 1 mg/l (1000 µg/l) <i>1,4-dichlorobenzène</i> : 0,3 mg/l (300 µg/l)
Présence	Ont été détectés dans des sources d'eau brute à des niveaux allant jusqu'à 10 µg/l et dans l'eau de boisson à des concentrations allant jusqu'à 3 µg/l ; des concentrations beaucoup plus élevées (jusqu'à 7 mg/l ont été mesurées dans des eaux souterraines)
DJT	<i>1,2-dichlorobenzène</i> : 429 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 60 mg/kg de poids corporel par jour déterminée en se fondant sur la dégénérescence tubulaire du rein observée chez des souris dans une étude par gavage de 2 ans, en ajustant la dose quotidienne et en appliquant un facteur d'incertitude de 100 (pour la variation inter- et intraspécifique) <i>1,4-dichlorobenzène</i> : 107 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une LOAEL de 150 mg/kg de poids corporel par jour pour des effets rénaux identifiés au cours d'une étude de 2 ans avec des rats, en ajustant la dose quotidienne et en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour l'utilisation d'une LOAEL au lieu d'une NOAEL et le critère de cancérogénéité)
Limite de détection	0,01 à 0,25 µg/l par chromatographie gaz-liquide avec détecteur par capture d'électrons ; 3,5 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à photo-ionisation
Performance du traitement	Une concentration de 0,01 mg/l devrait pouvoir être atteinte par strippage à l'air
Détermination de la valeur guide	<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau 10 % de la DJT • poids 60 kg pour un adulte • consommation 2 litres/jour
Remarques complémentaires	Les valeurs guides pour le 1,2--DCB et le 1,4-DCB sont nettement supérieures à leurs seuils de détection par le goût les plus faibles signalés dans l'eau (1 et 6 µg/l, respectivement).
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Dichlorobenzenes in drinking-water</i>
Motif de l'absence de valeur guide définie	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires pour le <i>1,3-dichlorobenzène</i>
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Dichlorobenzenes in drinking-water</i>

1,2-dichlorobenzène

La toxicité aiguë du 1,2-DCB par voie orale est faible. L'exposition orale à des doses élevées de 1,2-DCB affecte principalement le foie et les reins. L'ensemble des données disponibles indique que le 1,2-DCB n'est pas génotoxique et aucune donnée ne démontre sa cancérogénicité chez les rongeurs.

1,3-dichlorobenzène

Les données toxicologiques relatives à ce composé sont insuffisantes pour proposer une valeur guide, mais le 1,3-DCB est rarement observé dans l'eau de boisson.

1,4-dichlorobenzène

La toxicité aiguë du 1,4-DCB est faible, mais des données indiquent qu'il accroît l'incidence de tumeurs rénales chez des rats et celle d'adénomes et de carcinomes hépatocellulaires chez des souris après une exposition à long terme. Le CIRC a classé le 1,4-DCB dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérogène pour l'homme). Le 1,4-DCB n'est pas considéré comme génotoxique et la pertinence pour l'homme des tumeurs observées avec des animaux de laboratoire peut être mise en doute.

1,1-dichloroéthane

Le 1,1-dichloroéthane est utilisé comme solvant et intermédiaire chimique. Un nombre restreint de données indique qu'il peut être présent à des concentrations allant jusqu'à 10 µg/l dans l'eau de boisson. Il pose surtout un problème dans les eaux souterraines.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>1,1-Dichloroethane in drinking-water</i>

Le 1,1-dichloroéthane est rapidement métabolisé par les mammifères en acide acétique et divers composés chlorés. Il présente une toxicité aiguë relativement faible et les données tirées d'études à court et à long terme disponibles sur sa toxicité sont limitées. Peu de données sont disponibles sur sa génotoxicité in vitro. Une étude par gavage avec des souris et des rats n'apporte pas de preuves de cancérogénicité concluantes, bien que certaines données révèlent une incidence accrue d'hémangiosarcomes chez les animaux traités.

Compte tenu des limitations de la base de données concernant sa toxicité et sa cancérogénicité, il a été conclu qu'aucune valeur guide ne devrait être proposée.

1,2-dichloroéthane

Le 1,2-dichloroéthane est utilisé principalement comme intermédiaire dans la production de chlorure de vinyle et d'autres produits chimiques ainsi que, dans une moindre mesure, comme solvant. Il a été utilisé comme capteur de plomb dans l'essence au plomb tétraéthyle. Il peut pénétrer dans les eaux de surface avec des effluents d'industries produisant ou utilisant cette substance. Il peut également pénétrer dans les eaux souterraines à partir de sites de décharge et persister pendant de longues périodes. Il est présent dans l'air urbain.

Valeur guide	0,03 mg/l (30 µg/l)
Présence	A été observé dans l'eau de boisson à des niveaux allant jusqu'à quelques microgrammes par litre
Fondement de la détermination de la valeur guide	Modèle multi-étapes linéarisé appliqué aux hémangiosarcomes observés chez des rats mâles dans une étude par gavage de 78 semaines
Limite de détection	0,03 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à photo-ionisation (GC-PD) ; 0,03 à 0,2 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détection par conductivité électrolytique ; 0,06 à 2,8 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM) ; 5 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à ionisation de flamme (CG-DIF)
Performance du traitement	Une concentration de 0,0001 mg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Remarques complémentaires	La valeur guide de 0,03 mg/l est cohérente avec la valeur déterminée par le Programme international de sécurité chimique (IPCS)(1998) fondée sur un niveau de risque de 10 ⁻⁵ .
Date de l'évaluation	2003
Principales références	IPCS (1995) <i>1,2-Dichloroethane</i> , 2nd ed. IPCS (1998) <i>1,2-Dichloroethane</i> OMS (2003) <i>1,2-Dichloroethane in drinking-water</i>

Le CIRC a classé le 1,2-dichloroéthane dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérigène pour l'homme). On a montré qu'il produisait une augmentation statistiquement significative d'un certain nombre de types de tumeur chez des animaux de laboratoire, notamment l'hémangiosarcome relativement rare, et l'ensemble des données disponibles indique qu'il est probablement génotoxique. Les cibles de la toxicité du 1,2-dichloroéthane chez des animaux exposés par voie orale sont notamment le système immunitaire, le système nerveux central, le foie et les reins. Les données indiquent que le potentiel toxique du 1,2-dichloroéthane est moins élevé quand il est inhalé.

1,1-dichloroéthène

Le 1,1-dichloroéthène, ou chlorure de vinylidène, est utilisé principalement comme monomère dans la production de copolymères de chlorure de polyvinylidène et comme intermédiaire dans la synthèse d'autres produits chimiques organiques. C'est un contaminant occasionnel de l'eau de boisson, habituellement observé en même temps que d'autres hydrocarbures chlorés. On ne dispose pas de données sur ses niveaux dans la nourriture, mais les niveaux dans l'air sont généralement inférieurs à 40 ng/m³, excepté sur certains sites de production. Le 1,1-dichloroéthène est détecté dans l'eau de boisson finie obtenue à partir de sources d'eau souterraines à des concentrations moyennes de 0,28 à 1,2 µg/l et, dans des approvisionnements en eau de boisson, à des concentrations allant jusqu'à 0,5 µg/l.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2004
Principales références	IPCS (2003) <i>1,1-Dichloroethene (vinylidene chloride)</i> OMS (2005) <i>1,1-Dichloroethene in drinking-water</i>

Le 1,1-dichloroéthène est un dépresseur du système nerveux central et peut être toxique pour le foie et les reins chez des personnes professionnellement exposées. Il produit des altérations du foie et des reins chez des animaux de laboratoire. Le CIRC a placé le 1,1-dichloroéthène dans le Groupe 3 (inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme). Il s'est avéré génotoxique dans un certain nombre de systèmes de tests in vitro mais sans effet dans les tests in vivo de létalité dominante et du micronoyau. Il induit des tumeurs rénales chez la souris dans une étude par inhalation mais il ne s'est pas révélé cancérigène dans un certain nombre d'autres études, notamment quand il était administré dans l'eau de boisson.

Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 140 µg/l (valeur arrondie) peut être calculée à partir de la DJT de 0,046 mg/kg de poids corporel, déterminée en utilisant l'approche de la dose de référence (« Benchmark dose », BMD) à partir d'une étude dans laquelle l'effet critique était un gonflement hépatocellulaire minimal avec modification grasseuse à mi-zone chez des rats femelles. Cependant, cette valeur est significativement plus élevée que les concentrations de 1,1-dichloroéthène mesurées normalement dans l'eau de boisson. La détermination d'une valeur guide formelle pour le 1,1-dichloroéthène dans l'eau de boisson n'a donc pas été jugée nécessaire.

1,2-dichloroéthène

Le 1,2-dichloroéthène existe sous une forme *cis* et une forme *trans*. La forme *cis* est plus fréquemment rencontrée comme contaminant de l'eau. La présence de ces deux isomères, qui sont des métabolites d'autres hydrocarbures halogénés insaturés dans les eaux usées et les eaux souterraines en anaérobiose, peut indiquer la présence d'autres produits chimiques organochlorés, tels que le chlorure de vinyle. Dès lors, leur présence indique qu'un suivi plus intensif devrait être réalisé. On ne dispose pas de données sur l'exposition via les aliments. Les concentrations dans l'air sont faibles, les plus élevées étant de l'ordre du microgramme par mètre cube, près des sites de production. Dans le passé, l'isomère *cis* a été utilisé comme anesthésique.

Valeur guide	0,05 mg/l (50 µg/l)
Présence	A été détecté dans des approvisionnements en eau de boisson provenant d'eaux souterraines à des niveaux allant jusqu'à 120 µg/l
DJT	17 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL (pour des augmentations des niveaux de phosphatase alcaline sérique et une augmentation du poids du thymus) de 17 mg/kg de poids corporel à partir d'une étude de 90 jours avec des souris recevant du <i>trans</i> -1,2-dichloroéthène dans l'eau de boisson, en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour la courte durée de l'étude)
Limite de détection	0,17 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM)
Performance du traitement	Une concentration de 0,01 mg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif (CAG) ou strippage à l'air
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte

• consommation	2 litres/jour
Remarques complémentaires	Les données sur l'isomère <i>trans</i> ont été utilisées pour calculer une valeur guide commune pour les deux isomères parce que la toxicité de l'isomère <i>trans</i> intervient à une dose plus faible que pour l'isomère <i>cis</i> et parce que les données suggèrent que la souris est une espèce plus sensible que le rat.
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>1,2-Dichloroethene in drinking-water</i>

Peu d'informations sont disponibles sur l'absorption, la distribution ou l'excrétion du 1,2-dichloroéthène. Cependant, par analogie avec le 1,1-dichloroéthène, le 1,2-dichloroéthène devrait être aisément absorbé, distribué principalement dans le foie, les reins et les poumons, et rapidement excrété. L'isomère *cis* est plus rapidement métabolisé que l'isomère *trans* dans les systèmes *in vitro*. Les deux isomères ont été signalés comme étant la cause de l'augmentation des niveaux de phosphatase alcaline sérique chez les rongeurs. Après administration de l'isomère *trans* à des souris dans l'eau de boisson, au cours d'une étude de 3 mois, une augmentation de la phosphatase alcaline sérique et une diminution du poids du thymus et des poumons ont été observés. Des effets immunologiques transitoires ont été notifiés, mais leur importance toxicologique n'est pas claire. Le *trans*-1,2-dichloroéthène entraîne également une diminution du poids des reins chez des rats, mais à des doses plus élevées. Une seule étude de toxicité sur des rats est disponible pour l'isomère *cis* ; les effets toxiques chez les rats y sont de la même ampleur que ceux induits par l'isomère *trans* chez des souris, mais à des doses plus élevées. Peu de données indiquent que les deux isomères possèdent une activité génotoxique. Aucune donnée n'est disponible concernant la cancérogénicité.

Dichloroisocyanurate de sodium

Le dichloroisocyanurate de sodium est le sel de sodium d'une hydroxytriazine chlorée et est utilisé comme source de chlore libre disponible, sous la forme d'acide hypochloreux pour la désinfection de l'eau. Il est largement utilisé comme source stable de chlore pour la désinfection de piscines et dans l'industrie agroalimentaire. Il est également utilisé comme moyen de désinfection de l'eau de boisson, principalement dans des situations d'urgence, comme source immédiatement disponible de chlore libre et, plus récemment, comme forme de chlore pour le traitement au point d'utilisation de l'eau à domicile.

Valeurs guides	<i>Dichloroisocyanurate de sodium</i> : 50 mg/l (50 000 µg/l) <i>Acide cyanurique</i> : 40 mg/l (40 000 µg/l)
Présence	Si le dichloroisocyanurate de sodium est utilisé pour la désinfection de l'eau de boisson, il y aura exposition à la fois aux espèces chlorées et à l'acide cyanurique résiduel. Les concentrations seront directement liées aux quantités ajoutées pour obtenir une désinfection appropriée.
DJT	2,2 mg/kg de poids corporel pour le dichloroisocyanurate de sodium anhydre et 1,54 mg/kg de poids corporel pour l'acide cyanurique, sur la base d'une NOEL de 154 mg/kg de poids corporel par jour (équivalent à 220 mg/kg de poids corporel par jour sous forme de dichloroisocyanurate de sodium anhydre) pour des lésions du tractus urinaire et des lésions cardiaques dans une étude de 2 ans avec des rats exposés au cyanurate de sodium et en appliquant un facteur d'incertitude de 100 pour la variation inter- et intraspécifique
Limite de détection	0,001 mg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur thermo-ionique de flamme ; 0,05 mg/l par chromatographie liquide en phase inverse avec détection dans l'ultraviolet (UV) ; 0,09 mg/l par chromatographie en phase gazeuse avec suivi sélectif des ions par spectrométrie de masse

Performance du traitement	Pour des doses de chlore très importantes (jusqu'à 10 mg/l), la concentration de cyanurate de sodium serait inférieure à 11 mg/l. Dans des situations d'urgence, un « apport complémentaire » peut être effectué afin de maintenir du chlore libre résiduel, mais cette pratique est déconseillée. Dans ce cas, le cyanurate de sodium pourrait atteindre des niveaux indésirables. Il serait alors fortement conseillé d'assurer un suivi des mesures des concentrations de cyanurate de sodium.
Détermination de la valeur guide	
<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau • poids • consommation 	<p>80 % de la DJT</p> <p>60 kg pour un adulte</p> <p>2 litres/jour</p>
Remarques complémentaires	<p>Les facteurs dont le suivi doit être assuré sont le niveau de chlore libre et d'acide cyanurique résiduel, en particulier s'il y a apport complémentaire de chlore dans un système statique dans des situations d'urgence. La concentration de chlore libre devrait normalement être telle qu'elle ne confère pas de goût inacceptable et ne dépasse pas la valeur guide de 5 mg/l pour le chlore libre.</p> <p>Le dichloroisocyanurate de sodium utilisé pour la désinfection de l'eau de boisson devrait avoir une pureté appropriée de façon à ne pas augmenter la concentration de contaminants inorganiques ou organiques dans l'eau de boisson. Les quantités de dichloroisocyanurate de sodium utilisées devraient être les plus faibles possible tout en permettant une désinfection appropriée et les concentrations d'acide cyanurique devraient être maintenues aussi faibles que possible en pratique.</p>
Date de l'évaluation	2007
Principales références	FAO/OMS (2004) <i>Evaluation of certain food additives and contaminants</i> OMS (2008) <i>Sodium dichloroisocyanurate in drinking-water</i>

Les études de la toxicité du cyanurate de sodium permettent d'évaluer l'innocuité du dichloroisocyanurate de sodium, car tout résidu de dichloroisocyanurate de sodium intact dans l'eau de boisson serait rapidement converti en acide cyanurique au contact de la salive. Le dichloroisocyanurate de sodium et le cyanurate de sodium présentent tous deux une faible toxicité orale aiguë. Le cyanurate de sodium n'a aucun effet génotoxique, cancérigène ou tératogène. La NOEL à partir de laquelle la valeur guide a été déterminée était basée sur des lésions multiples du tractus urinaire (calculs et hyperplasie, saignement et inflammation de l'épithélium de la vessie, dilatation et inflammation des uretères et néphrose tubulaire rénale) et sur des lésions cardiaques (myocardite aiguë, nécrose et minéralisation vasculaire) chez des rats mâles exposés à la dose immédiatement supérieure.

Dichlorométhane

Le dichlorométhane, ou chlorure de méthylène, est largement utilisé comme solvant dans différents domaines, notamment la décaféination du café et le décapage de la peinture. L'exposition à partir de l'eau de boisson est vraisemblablement insignifiante en comparaison de celle provenant d'autres sources.

Valeur guide	0,02 mg/l (20 µg/l)
Présence	A été observé dans des échantillons d'eau de surface à des concentrations allant de 0,1 à 743 µg/l ; les niveaux sont habituellement plus élevés dans les eaux souterraines parce que la volatilisation y est réduite, des concentrations aussi élevées que 3600 µg/l ayant été notifiées ; les concentrations moyennes dans l'eau de boisson sont inférieures à 1 µg/l

DJT	6 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 6 mg/kg de poids corporel par jour déterminée en se fondant sur les effets hépatotoxiques dans une étude de 2 ans avec des rats exposés par l'eau de boisson, en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour le risque de cancérogénicité)
Limite de détection	0,3 µg/l par chromatographie en phase gazeuse à système de purge et piégeage (purge-and-trap) avec détection en spectrométrie de masse (on notera que la vapeur de dichlorométhane traverse facilement les tubes au cours du procédé)
Performance du traitement	Une concentration de 20 µg/l devrait pouvoir être atteinte par strippage à l'air
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Dichloromethane in drinking-water</i>

Le dichlorométhane présente une faible toxicité aiguë. Une étude par inhalation avec des souris apporte une preuve concluante de sa cancérogénicité, tandis que des études avec des rats et des souris exposés par l'eau de boisson fournissent uniquement des données indicatives. Le CIRC a classé le dichlorométhane dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérogène pour l'homme) ; cependant, l'ensemble des données disponibles font penser qu'il n'est pas un cancérogène génotoxique et que des métabolites génotoxiques ne sont pas formés en quantités significatives in vivo.

1,2-dichloropropane

Le 1,2-dichloropropane (CAS No. 78-87-5), ou 1,2-DCP, est utilisé comme fumigant insecticide sur les céréales et dans le sol ainsi que pour lutter contre le perceur du pêcher. Il est également utilisé comme intermédiaire dans la production du tétrachloroéthène et d'autres produits chlorés ainsi que comme solvant. Le 1,2-DCP est relativement résistant à l'hydrolyse, est faiblement adsorbé dans le sol et peut migrer dans les eaux souterraines.

Valeur guide provisoire	0,04 mg/l (40 µg/l) La valeur guide est provisoire en raison des limitations de la banque de données toxicologiques.
Présence	Détecté dans les eaux souterraines et l'eau de boisson, habituellement à des concentrations inférieures à 20 µg/l, bien que des niveaux allant jusqu'à 440 µg/l aient été mesurés dans l'eau de certains puits
DJT	14 µg/kg de poids corporel sur la base d'une LOAEL de 71,4 mg/kg de poids corporel par jour (100 mg/kg de poids corporel par jour, en ajustant la dose quotidienne) déterminée en se fondant sur des modifications de paramètres hématologiques dans une étude de 13 semaines avec des rats mâles, en appliquant un facteur d'incertitude de 5000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique, 10 pour l'utilisation d'une LOAEL et 5 pour tenir compte des insuffisances de la base de données, notamment le fait que les données sur la génotoxicité in vivo sont limitées et qu'il s'agit d'une étude subchronique)
Limite de détection	0,02 µg/l par chromatographie en phase gazeuse à système de purge et piégeage (purge-and-trap) avec détection par conductivité électrolytique ou par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM)

Performance du traitement	Une concentration de 1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	1998
Principale référence	OMS (2003) <i>1,2-Dichloropropane (1,2-DCP) in drinking-water</i>

Le 1,2-DCP a été évalué par le CIRC en 1986 et 1987 et a été placé dans le Groupe 3 (inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme) en raison de données limitées concernant sa cancérogénicité pour des animaux de laboratoire et de données insuffisantes pour évaluer sa cancérogénicité pour l'homme. Les résultats d'essais de mutagénicité *in vitro* sont mitigés. Les résultats des études *in vivo*, limitées en nombre et dans leur conception, sont négatifs. Conformément à l'évaluation du CIRC, les données des études de cancérogénicité à long terme réalisées avec des souris et des rats ont été jugées trop limitées et l'utilisation d'une approche à seuil pour l'évaluation toxicologique du 1,2-DCP a été jugée appropriée.

1,3-dichloropropane

Le 1,3-dichloropropane (CAS No. 142-28-9) a plusieurs utilisations industrielles et peut être détecté comme contaminant résultant de la fumigation du sol avec des produits contenant du 1,3-dichloropropène. Il est rarement observé dans l'eau.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>1,3-Dichloropropane in drinking-water</i>

Le 1,3-dichloropropane présente une faible toxicité aiguë. Certaines données indiquent qu'il peut être génotoxique dans des systèmes bactériens. Aucune donnée pertinente sur la toxicité reproductive ou du développement à court ou à long terme suite à une exposition via l'eau de boisson n'a été trouvée dans la littérature. Les données disponibles sont insuffisantes pour permettre de proposer une valeur guide.

1,3-dichloropropène

Le 1,3-dichloropropène (CAS Nos. 542-75-6 mélange d'isomères ; 10061-01-5 isomère *cis* ; 10061-02-6 isomère *trans*) est un fumigant appliqué dans les sols, le produit commercial étant un mélange d'isomères *cis* et *trans*. Il est utilisé pour lutter contre une grande variété de ravageurs présents dans le sol, en particulier les nématodes vivant dans les sols sableux. Malgré sa pression de vapeur élevée, il est soluble dans l'eau au niveau du gramme par litre et peut être considéré comme un contaminant potentiel de l'eau.

Valeur guide	0,02 mg/l (20 µg/l)
--------------	---------------------

Présence	A été détecté dans les eaux de surface et les eaux souterraines à des concentrations de quelques microgrammes par litre
Fondement de la détermination de la valeur guide	Calculée en appliquant le modèle multi-étapes linéarisé à l'observation de tumeurs des poumons et de la vessie chez des souris femelles dans une étude par gavage de 2 ans
Limite de détection	0,34 et 0,20 µg/l par chromatographie en phase gazeuse sur colonne pré-remplie à système de purge et piégeage (purge-and-trap) avec détection par conductivité électrolytique ou micro-coulométrique pour les isomères <i>cis</i> et <i>trans</i> , respectivement
Performance du traitement	Aucune information trouvée sur l'élimination à partir de l'eau
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>1,3-Dichloropropene in drinking-water</i>

Le 1,3-dichloropropène est un mutagène à action directe produisant des tumeurs dans le pré-estomac chez des rats et des souris après une exposition par gavage oral à long terme. Des tumeurs ont également été détectées dans la vessie et les poumons de souris femelles et dans le foie de rats mâles. Des études d'inhalation à long terme ont donné des résultats négatifs chez le rat tandis que quelques tumeurs bénignes ont été signalées au niveau des poumons de souris dans des études d'inhalation. Le CIRC a classé le 1,3-dichloropropène dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérigène pour l'homme).

Dichlorprop

Les demi-vies pour la dégradation des herbicides chlorophénoxy, notamment le dichlorprop (CAS No. 120-36-5), ou 2,4-DP, dans l'environnement sont de l'ordre de plusieurs jours. Les herbicides chlorophénoxy ne sont pas fréquemment détectés dans la nourriture.

Valeur guide	0,1 mg/l (100 µg/l)
Présence	Les herbicides chlorophénoxy ne sont pas fréquents dans l'eau de boisson ; quand ils sont détectés, les concentrations ne sont habituellement pas supérieures à quelques microgrammes par litre
DJT	36,4 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 3,64 mg/kg de poids corporel par jour pour la toxicité rénale chez des rats dans une étude alimentaire de 2 ans, en appliquant un facteur d'incertitude de 100 (pour la variation inter- et intraspécifique)
Limite de détection	1 µg/l à 1 mg/l pour différentes méthodes couramment utilisées pour la détermination des herbicides chlorophénoxy dans l'eau, notamment l'extraction par solvant, la séparation par chromatographie en phase gazeuse, la chromatographie gaz-liquide, la chromatographie en couche mince ou la chromatographie liquide haute performance (CLHP), avec détection UV ou par capture d'électrons (ECD)
Performance du traitement	Aucune information trouvée sur l'élimination à partir de l'eau
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water</i>

Les herbicides chlorophénoxy, en tant que groupe, ont été classés par le CIRC dans le Groupe 2B (agents pouvant être cancérogènes pour l'homme). Cependant, les données disponibles dans les études portant sur des populations exposées et des animaux de laboratoire ne permettent pas d'évaluer le potentiel cancérogène pour l'homme spécifique à chaque herbicide chlorophénoxy. Dès lors, les directives pour l'eau de boisson relatives à ces composés sont fondées sur une approche à seuil pour d'autres effets toxiques. Parmi des études alimentaires réalisées avec des rats, une étude de 3 mois indique une légère hypertrophie hépatique et une étude de 2 ans signale un gonflement hépatocellulaire, une légère anémie et une incidence accrue d'une pigmentation brune des reins (qui peut être indicative d'une légère dégénérescence de l'épithélium tubulaire) ainsi qu'une diminution de la gravité spécifique et du taux de protéines de l'urine.

Dichlorvos

Le dichlorvos (CAS No. 62-73-7) est un insecticide organophosphoré à large spectre principalement utilisé pour lutter contre les parasites domestiques et pour protéger des produits stockés contre les insectes. Il n'est plus autorisé dans certaines juridictions en raison de craintes suscitées par sa toxicité aiguë. Le dichlorvos est vraisemblablement très mobile dans les sols. Il est rapidement dégradé sous l'effet de l'activité microbienne et de l'hydrolyse dans les sols et n'est pas adsorbé sur les sédiments. La dégradation dans l'eau se produit principalement par hydrolyse. Relativement peu d'études traitent de sa présence dans les eaux de source. L'exposition à partir de la nourriture varie considérablement en fonction des circonstances locales et de l'utilisation. Le dichlorvos peut être inhalé suite à son utilisation comme insecticide domestique.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson ou des sources d'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Valeur reposant sur des arguments sanitaires*	0,02 mg/l
Valeur aiguë reposant sur des arguments sanitaires**	3 mg/l
Présence	Concentrations mesurées dans des eaux de surface comprises entre 10 et 50 ng/l, mais pouvant quelquefois atteindre 1500 ng/l
DJA	0 à 0,004 mg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 0,04 mg/kg de poids corporel par jour pour l'inhibition de l'activité de l'acétylcholinestérase érythrocytaire dans une étude de toxicité orale aiguë sur des volontaires masculins de 21 jours et en appliquant un facteur de sécurité de 10
DRfA	0,1 mg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 1 mg/kg de poids corporel pour l'inhibition de l'activité de l'acétylcholinestérase érythrocytaire dans une étude de toxicité orale aiguë sur des volontaires masculins et en appliquant un facteur de sécurité de 10
Limite de détection	0,01 µg/l (limite de quantification) sur la base d'une extraction par solvant et d'une analyse par chromatographie gazeuse (CG) ; 0,1 µg/L (limite de notification) par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM)
Performance du traitement	Traitement conventionnel, notamment coagulation, filtration et chloration, inefficace ; l'élimination au moyen de membranes dépend du type de membrane et des conditions opérationnelles. L'élimination par nanofiltration a une efficacité variable (taux d'élimination de 4 à 60 %). Selon des études d'élimination et des prévisions, l'osmose inverse devrait être efficace (taux d'élimination > 85 %).
Détermination de la valeur reposant sur des arguments sanitaires	
<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau • poids 	<p>20 % de la limite supérieure de la DJA</p> <p>60 kg pour un adulte</p>

• consommation	2 l/jour
Détermination de la valeur aiguë reposant sur des arguments sanitaires	
• part attribuée à l'eau	100 % de la DRfA
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 l/jour
Remarques complémentaires	Le facteur d'attribution par défaut de 20 % a été utilisé pour tenir compte du fait que les données disponibles d'exposition par la nourriture, indiquant que l'exposition par cette voie est faible, n'incluent généralement pas d'informations provenant de pays en développement où l'exposition par cette voie peut être plus importante ; l'exposition potentielle par inhalation de l'air intérieur résultant de l'utilisation de dichlorvos comme insecticide domestique est inconnue.
	Des recommandations sur l'interprétation de la valeur reposant sur des arguments sanitaires et l'opportunité d'un suivi figurent dans la section 8.5.3.
Date de l'évaluation	2016
Principales références	OMS (2012). <i>Pesticide residues in food – 2011 evaluations</i> OMS (2016). <i>Dichlorvos in drinking-water</i>

* Quand une valeur guide formelle n'est pas définie, une « valeur reposant sur des arguments sanitaires » peut être déterminée afin de proposer une recommandation aux États Membres quand une préoccupation locale est justifiée. La définition d'une valeur guide formelle pour de telles substances peut encourager des États Membres à incorporer une valeur dans leurs normes nationales alors que ce n'est pas nécessaire.

** Pour plus d'informations sur les valeurs aiguës reposant sur des arguments sanitaires, voir la section 8.7.5.

Comme pour les autres insecticides organophosphorés, l'inhibition de l'activité de la cholinestérase, entraînant une neurotoxicité, est le critère toxicologique le plus sensible après des expositions aiguës ou répétées au dichlorvos. Le dichlorvos n'est vraisemblablement pas génotoxique *in vivo* ni cancérigène pour l'homme. Une certaine toxicité reproductive a été observée chez les rats, mais on n'a pas montré que le dichlorvos avait un effet toxique sur le développement ni qu'il était tératogène.

Dicofol

Le dicofol (CAS No. 115-32-2) est un acaricide organochloré qui a été homologué comme agent de lutte à large spectre non systémique, agissant par contact contre les acariens phytophages sur le cotonnier, le théier et une grande variété de cultures fruitières, maraîchères et plantes ornementales. La fabrication des produits contenant du dicofol, qui est préparé à partir du DDT, est progressivement arrêtée aux États-Unis d'Amérique et leur utilisation n'est plus autorisée dans l'Union européenne. Le dicofol est peu susceptible d'atteindre les plans d'eau sauf s'il est lié à des matières particulaires pouvant être entraînées par l'eau. Le dicofol est peu soluble dans l'eau et se lie fortement au sol. Il existe peu de données sur la présence de dicofol dans l'eau. L'exposition à partir de la nourriture varie considérablement suivant les circonstances et les utilisations locales. Il a été proposé d'inclure le dicofol dans la liste de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présence peu probable dans l'eau de boisson ou des sources d'eau de boisson*
Valeur reposant sur des arguments sanitaires**	0,01 mg/l
Valeur aiguë reposant sur des arguments sanitaires***	6 mg/l
Présence	Non détecté durant un suivi limité des eaux souterraines
DJA	0 à 0,002 mg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 0,22 mg/kg de poids corporel par jour pour des changements histopathologiques du foie

	et de la glande surrénale dans une étude de toxicité de 2 ans et de cancérogénicité avec des rats et en appliquant un facteur de sécurité de 100
DRfA	0,2 mg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 15 mg/kg de poids corporel pour une perte de poids corporel et une diminution de la consommation alimentaire dans une étude de neurotoxicité aiguë avec des rats et en appliquant un facteur de sécurité de 100
Limite de détection	Une extraction par solvant suivie d'une chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD) peut être efficace (limite de quantification 5 ng/l)
Performance du traitement	Le dicofol devrait être éliminé par adsorption sur charbon actif et, s'il est adsorbé sur des matières particulaires, est susceptible d'être éliminé durant la coagulation
Détermination de la valeur reposant sur des arguments sanitaires	<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau 20 % de la limite supérieure de la DJA • poids 60 kg pour un adulte • consommation 2 l/jour
Détermination de la valeur aiguë reposant sur des arguments sanitaires	<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau 100 % de la DRfA • poids 60 kg pour un adulte • consommation 2 l/jour
Remarques complémentaires	<p>Le facteur d'attribution par défaut de 20 % a été utilisé pour tenir compte du fait que les données disponibles d'exposition par la nourriture, indiquant que l'exposition par cette voie est faible, n'incluent généralement pas d'informations provenant de pays en développement où l'exposition par cette voie peut être plus importante.</p> <p>Des recommandations sur l'interprétation de la valeur reposant sur des arguments sanitaires et l'opportunité d'un suivi figurent dans la section 8.5.3.</p>
Date de l'évaluation	2016
Principales références	OMS (2012). <i>Pesticide residues in food – 2011 evaluations</i> OMS (2016). <i>Dicofol in drinking-water</i>

* Bien que le dicofol ne remplisse pas l'un des trois critères d'évaluation des Directives, un document de référence a été préparé et une valeur reposant sur des arguments sanitaires a été déterminée en réponse à une demande de recommandation d'un des États Membres.

** Quand une valeur guide formelle n'est pas définie, une « valeur reposant sur des arguments sanitaires » peut être déterminée afin de proposer une recommandation aux États Membres quand une préoccupation locale est justifiée. La définition d'une valeur guide formelle pour de telles substances peut encourager des États Membres à incorporer une valeur dans leurs normes nationales alors que ce n'est pas nécessaire.

*** Pour plus d'informations sur les valeurs aiguës reposant sur des arguments sanitaires, voir la section 8.7.5.

Les principaux effets du dicofol après exposition à court ou à long terme d'animaux de laboratoire sont une diminution du poids corporel associée à une diminution de la consommation alimentaire et une augmentation du poids du foie accompagnée par des modifications des activités enzymatiques hépatiques. Le dicofol est à l'origine de tumeurs du foie chez des souris mâles à des doses associées à une induction enzymatique importante et une hypertrophie du foie. Cependant, sur la base de l'absence de génotoxicité dans une gamme appropriée d'essais de génotoxicité in vitro et d'aberrations chromosomiques in vivo ainsi que sur la base de l'absence d'effets cancérogènes chez des rats et de la présomption de l'existence d'un effet seuil sur l'apparition d'adénomes chez des souris, le dicofol ne constitue vraisemblablement pas un risque pour l'homme aux niveaux d'exposition alimentaire attendus. Il existe une marge de 20 000 entre la limite supérieure de la DJA et la LOAEL pour les adénomes hépatiques chez la souris mâle.

Di(2-éthylhexyl)adipate

Le di(2-éthylhexyl)adipate (DEHA) est principalement utilisé comme plastifiant pour les résines synthétiques, telles que le PVC. La présence de DEHA est rarement signalée dans les eaux de surface et l'eau de boisson ; il a cependant été identifié occasionnellement dans l'eau de boisson à des concentrations de quelques microgrammes par litre. En raison de son utilisation dans les films de PVC, la nourriture est la source la plus importante dans l'exposition humaine (jusqu'à 20 mg/jour).

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2003
Principale référence	OMS (2003) <i>Di(2-ethylhexyl)adipate in drinking-water</i>

Le DEHA présente une faible toxicité à court terme ; cependant, les niveaux supérieurs à 6000 mg/kg dans la nourriture induisent une prolifération des peroxyosomes dans le foie de rongeurs. Cet effet est souvent associé au développement de tumeurs hépatiques. Des carcinomes du foie sont induits par le DEHA chez des souris femelles à des doses très élevées, mais pas chez des souris ou des rats mâles. Il n'est pas génotoxique. Le CIRC a placé le DEHA dans le Groupe 3 (inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme).

Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 80 µg/l peut être calculée pour le DEHA sur la base d'une DJT de 280 µg/kg de poids corporel, déterminée en se fondant sur la toxicité fœtale chez des rats, et en attribuant une part de 1 % de la DJT à l'eau de boisson. Cependant, comme le DEHA est présent à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques, la détermination d'une valeur guide formelle n'a pas été jugée nécessaire.

Di(2-éthylhexyl)phtalate

Le di(2-éthylhexyl)phtalate (DEHP) est principalement utilisé comme plastifiant. L'exposition peut varier considérablement selon les individus en raison de la grande diversité des types de produits dans lesquels le DEHP est incorporé. En général, la nourriture est la principale voie d'exposition.

Valeur guide	0,008 mg/l (8 µg/l)
Présence	Détecté dans les eaux de surface, les eaux souterraines et l'eau de boisson à des concentrations de quelques microgrammes par litre ; des concentrations de l'ordre de la centaine de microgrammes ont été signalées dans des eaux de surface et des eaux souterraines polluées.
DJT	25 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 2,5 mg/kg de poids corporel par jour pour une prolifération des peroxyosomes dans le foie de rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 100 pour la variation inter- et intraspécifique
Limite de détection	0,1 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM)
Performance du traitement	Aucune information trouvée sur l'élimination à partir de l'eau
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	1 % de la DJT

• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Remarques complémentaires	La fiabilité de certaines données sur des échantillons d'eau prélevés dans l'environnement est discutable en raison de contaminations secondaires durant l'échantillonnage et les procédures de préparation. Des solutions saturées (10 fois la concentration limite de solubilité) ont été signalées.
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Di(2-ethylhexyl)phthalate in drinking-water</i>

Chez des rats, le DEHP est aisément absorbé dans le tractus gastro-intestinal. Chez les primates (y compris l'homme), l'absorption après ingestion est plus faible. Des différences entre espèces sont également observées dans le profil métabolique. La plupart des espèces excrètent principalement le mono-ester conjugué dans l'urine. Cependant, les rats excrètent principalement les produits d'oxydation terminaux. Le DEHP est largement distribué dans le corps, les niveaux les plus élevés étant observés dans le foie et les tissus adipeux, sans présenter d'accumulation significative. La toxicité orale aiguë est faible. L'effet le plus frappant dans les études de toxicité à court terme est la prolifération des peroxyosomes hépatiques, indiquée par une augmentation de l'activité enzymatique des peroxyosomes et par des changements histopathologiques. Les informations disponibles suggèrent que les primates, dont l'homme, sont nettement moins sensibles à cet effet que les rongeurs. Dans des études de cancérogénicité orale à long terme, des carcinomes hépatocellulaires ont été observés chez des rats et des souris. Le CIRC en a conclu que le DEHP est un agent pouvant être cancérogène pour l'homme (Groupe 2B). En 1988, le JECFA a évalué le DEHP et recommandé de réduire l'exposition humaine à ce composé dans la nourriture au niveau le plus faible possible. Le JECFA considère que cet objectif peut être atteint en utilisant d'autres plastifiants ou des matériaux autres que le plastique contenant du DEHP. Dans diverses études *in vitro* et *in vivo*, le DEHP et ses métabolites ne présentent pas de génotoxicité, excepté l'induction d'une aneuploïdie et une transformation cellulaire.

Diméthoate

Le diméthoate (CAS No. 60-51-5) est un insecticide organophosphoré utilisé pour lutter contre une grande variété d'insectes en agriculture ainsi que contre la mouche domestique. Il a une demi-vie de 18 heures à 8 semaines et ne persiste vraisemblablement pas dans l'eau, bien qu'il soit relativement stable à pH 2–7. Une dose journalière totale à partir de la nourriture est estimée à 0,001 µg/kg de poids corporel.

Valeur guide	0,006 mg/l (6 µg/l)
Présence	Détecté en traces dans un puits privé au Canada, mais non détecté dans le cadre d'un programme canadien d'analyse d'eaux de surface et d'approvisionnements en eau de boisson
DJA	0 à 0,002 mg/kg de poids corporel sur la base d'une NOAEL apparente de 0,12 mg/kg de poids corporel par jour pour la performance reproductive dans une étude de la toxicité reproductive chez des rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 500 (100 pour la variation inter- et intraspécifique, 5 pour prendre en compte le risque que la NOAEL soit plutôt une LOAEL)
Date de l'évaluation	2003
Principales références	FAO/OMS (1997) <i>Pesticide residues in food—1996 evaluations</i> OMS (2003) <i>Dimethoate in drinking-water</i>

Des études avec des volontaires humains ont montré que le diméthoate était un inhibiteur de cholinestérase et un irritant pour la peau. Le diméthoate n'est pas cancérogène pour les rongeurs. Le JMPR en a conclu que, malgré des études *in vitro* indiquant que le diméthoate a un potentiel mutagène, ce potentiel

ne semble pas s'exprimer *in vivo*. Dans une étude de toxicité reproductrice sur plusieurs générations chez le rat, la NOAEL s'avère être de 1,2 mg/kg de poids corporel par jour, mais certaines données indiquent que la performance reproductrice pourrait être affectée à des doses plus faibles. Aucune donnée n'est disponible pour déterminer si les effets sur la performance reproductrice sont consécutifs à l'inhibition de la cholinestérase. Le JMPR en a conclu que la DJA ne pouvait pas être basée sur les résultats d'études avec des volontaires, car le critère principal (la performance reproductrice) n'a pas été évalué chez l'homme. La nécessité d'une réévaluation de la toxicité du diméthoate a été évoquée après achèvement de l'examen périodique des données sur les résidus du diméthoate et les aspects analytiques, s'il s'avère que l'ométhoate est un résidu majeur.

1,4-dioxane

Le 1,4-dioxane est utilisé comme stabilisant dans des solvants chlorés et comme solvant pour résines, huiles et cires, pour des produits agricoles et biochimiques intermédiaires et pour des adhésifs, produits d'étanchéité, cosmétiques, produits pharmaceutiques, caoutchouc synthétique et revêtements de surface.

Valeur guide	0,05 mg/l (50 µg/l)
Présence	A été mesuré dans les eaux de surface à des concentrations allant jusqu'à 40 µg/l et dans les eaux souterraines à des concentrations allant jusqu'à 80 µg/l
DJT	16 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 16 mg/kg de poids corporel par jour pour des tumeurs hépatocellulaires observées dans une étude à long terme avec des rats exposés via l'eau de boisson, en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour une cancérogénicité non génotoxique)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Fondement de la détermination de la valeur guide basée sur la cancérogénicité	Modèle multi-étapes linéarisé appliqué aux données relatives aux tumeurs hépatiques tirées d'études avec des rats exposés via l'eau de boisson
Limite de détection	0,1 à 50 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM)
Performance du traitement	N'est pas éliminé par des procédés de traitement de l'eau conventionnels ; éliminé efficacement par traitement biologique sur charbon actif
Remarques complémentaires	Des valeurs guides similaires ont été déterminées en utilisant l'approche de la DJT (en admettant que le 1,4-dioxane n'est pas génotoxique pour l'homme à faibles doses) et un modèle multi-étapes linéarisé (parce que le composé induit manifestement des tumeurs multiples dans différents organes).
Date de l'évaluation	2004
Principale référence	OMS (2005) <i>1,4-Dioxane in drinking-water</i>

Le 1,4-dioxane provoque des tumeurs du foie et de la cavité nasale chez des rongeurs dans la plupart des études à long terme par voie orale. Des tumeurs du péritoine, de la peau et des glandes mammaires ont également été observées chez des rats recevant une dose élevée. Des tumeurs pulmonaires ont été spécifiquement détectées après injection intrapéritonéale. Bien que des études de cohorte de professionnels exposés ne révèlent aucune élévation de l'incidence de la mortalité par cancer, une augmentation significative de l'incidence du cancer du foie a été observée dans une étude de mortalité comparative.

Cependant, ces données ne conviennent pas pour une évaluation de la cancérogénicité pour l'homme en raison de la petite taille des échantillons ou du manque de données relatives à l'exposition. La possibilité d'un faible potentiel génotoxique du 1,4-dioxane a été suggérée. Le CIRC a classé le 1,4-dioxane dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérogène pour l'homme).

Dioxyde de chlore, chlorite et chlorate

Les chlorites et les chlorates sont des DBP résultant de l'utilisation de dioxyde de chlore comme agent de désinfection ou de lutte contre les odeurs et l'altération du goût de l'eau. Le chlorite de sodium et le chlorate de sodium sont tous deux utilisés dans la production de dioxyde de chlore ainsi que dans d'autres applications commerciales ; les chlorites et chlorates se forment également lors de la décomposition de solutions d'hypochlorite stockées pendant de longues périodes, notamment quand les températures sont élevées. Lorsque l'hypochlorite ou le dioxyde de chlore est utilisé comme désinfectant, l'eau est considérée comme la principale voie d'exposition environnementale au chlorite et au chlorate.

Valeurs guides provisoires	Chlorite : 0,7 mg/l (700 µg/l)
	Chlorate : 0,7 mg/l (700 µg/l)
	Les valeurs guides pour le chlorite et le chlorate sont dites provisoires parce que l'utilisation d'une solution d'hypochlorite conservée depuis longtemps ou de dioxyde de chlore comme désinfectants peut entraîner un dépassement des valeurs guides pour le chlorite et le chlorate, et l'efficacité de la désinfection ne doit jamais être compromise en tentant de respecter la valeur guide.
Présence	Lorsque le dioxyde de chlore est utilisé comme désinfectant final à des doses usuelles, la concentration de chlorite résultante devrait normalement être inférieure à 0,2 mg/l. Des concentrations de chlorate supérieures à 1 mg/l ont été signalées suite à l'utilisation d'hypochlorite, mais des concentrations aussi élevées sont inhabituelles sauf si l'hypochlorite est stocké dans de mauvaises conditions.
DJA	Chlorite : 0 à 0,03 mg/kg de poids corporel sur la base d'une NOAEL de 3 mg/kg de poids corporel par jour pour une réduction du poids du foie de femelles F0 ainsi que de mâles et de femelles F1 dans une étude de toxicité reproductive sur deux générations avec des rats et en appliquant un facteur de sécurité de 100 (10 pour la variation interspécifique et 10 pour la variation intraspécifique)
	Chlorate : 0 à 0,01 mg/kg de poids corporel sur la base d'une BMDL10 de 1,1 mg/kg de poids corporel par jour pour des effets non néoplasiques sur la thyroïde de rats mâles dans une étude de cancérogénicité et en appliquant un facteur de sécurité de 100 (10 pour tenir compte de la variation intraspécifique et un facteur supplémentaire de 10 pour tenir compte des insuffisances de la banque de données ; l'application d'un facteur de sécurité pour la variation interspécifique n'a pas été jugée nécessaire car l'homme sera vraisemblablement moins sensible que les rats à ces effets)
Limite de détection	Niveaux minima de détection allant jusqu'à 0,45 µg/l pour le chlorite et 0,78 µg/l pour le chlorate (chromatographie ionique avec détecteur de la conductivité) et 78 µg/l pour le dioxyde de chlore (méthode spectrophotométrique UV/visible)
Prévention et traitement	Quand on utilise de l'hypochlorite, l'approche corrective suivante est recommandée pour minimiser la formation de chlorite et de chlorate : se procurer des solutions fraîches de qualité appropriée, les stocker dans un endroit frais et à l'abri du rayonnement solaire direct et utiliser l'hypochlorite dès que possible après se l'être procuré (par exemple, dans le mois qui suit,

	<p>si possible). En outre, les nouvelles solutions d'hypochlorite ne devraient pas être ajoutées dans des récipients contenant d'anciennes solutions d'hypochlorite car cela accélérerait la formation de chlorate.</p> <p>Il est possible de réduire la concentration de dioxyde de chlore et de chlorite pratiquement à zéro (<0,1 mg/l) par réduction ; cependant, la pratique normale consiste à fournir de l'eau avec une concentration résiduelle de dioxyde de chlore de quelques dixièmes de milligrammes par litre pour assurer une certaine protection contre une reprise de la croissance microbienne pendant la distribution. Lors de la désinfection avec le dioxyde de chlore, les concentrations de chlorate et de chlorite dépendent des conditions du procédé (à la fois dans le générateur de dioxyde de chlore et dans l'installation de traitement) et de la dose de dioxyde de chlore appliquée. Comme il n'y a pas d'option à faible coût pour réduire les concentrations de chlorate quand il est formé, il faut éviter d'en ajouter (à partir d'hypochlorite de sodium) ou éviter sa formation (à partir du dioxyde de chlore). Si le dioxyde de chlore est utilisé comme pré-oxydant, il peut être nécessaire de réduire la concentration de chlorite résultante en utilisant du fer ferreux, des agents réducteurs soufrés ou du charbon actif.</p>
Détermination de la valeur guide	
<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau • poids • consommation 	<p>80 % de la DJA</p> <p>60 kg pour un adulte</p> <p>2 l/jour</p>
Remarques complémentaires	<p>Les concentrations devraient être maintenues aussi faibles que possible en pratique sans compromettre l'efficacité de la désinfection. Bien qu'une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 0,3 mg/l puisse être déterminée pour le chlorate à partir de la DJA, il se peut qu'en certaines circonstances la désinfection de l'eau potable ne puisse être effectuée de manière appropriée ni que le chlorate puisse être maintenu à des concentrations égales ou inférieures à la valeur reposant sur des arguments sanitaires, le chlorate étant un sous-produit de l'hypochlorite. Dès lors, la valeur guide provisoire antérieure a été conservée. En outre, même cette valeur guide provisoire peut être dépassée quand une solution d'hypochlorite conservée depuis longtemps est utilisée et les difficultés de maintenir la valeur guide ne justifient jamais de compromettre l'efficacité de la désinfection.</p>
Date de l'évaluation	2016
Principales références	<p>IPCS (2000). <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i></p> <p>OMS (2008). <i>Acidified sodium chlorite</i></p> <p>OMS (2016). <i>Chlorine dioxide, chlorate and chlorite in drinking-water</i></p>

Dioxyde de chlore

Le dioxyde de chlore résiduel éventuellement présent au robinet du consommateur sera réduit en chlorite et chlorate lors de l'ingestion. En conséquence, aucune valeur guide n'a été définie pour le dioxyde de chlore. Les valeurs guides provisoires pour le chlorite et le chlorate sont suffisamment prudentes pour prendre en compte la toxicité potentielle du dioxyde de chlore. Le seuil de goût et d'odeur pour le dioxyde de chlore est de 0,2 à 0,4 mg/l.

Chlorite

Le CIRC a conclu que le chlorite était inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme. L'observation principale et la plus cohérente découlant de l'exposition au chlorite dans un certain nombre d'espèces est le stress oxydatif entraînant des changements dans les hématies. Cette observation est étayée par un certain nombre d'études biochimiques réalisées in vitro. Les études réalisées avec des volontaires humains sur des

durées allant jusqu'à 12 semaines n'ont pas permis d'identifier d'effet sur les paramètres sanguins à la dose testée la plus élevée de 36 µg/kg de poids corporel par jour.

Chlorate

Bien que des effets du chlorate sur les hématies aient également été signalés, les effets les plus nets observés chez des rats auxquels du chlorate de sodium a été administré dans l'eau de boisson pendant 21 ou 90 jours sont des modifications histologiques de la thyroïde (par exemple, déplétion colloïdale, hypertrophie, incidence et sévérité de l'hyperplasie) et des changements au niveau des hormones thyroïdiennes. Comme pour le chlorite, une dose de chlorate de 36 µg/kg de poids corporel par jour pendant 12 semaines n'entraîne pas d'effet nocif chez des volontaires humains.

Diquat

Le diquat (CAS No. 85-00-7 ; CAS No. 2764-72-9 pour l'ion diquat) est un herbicide de contact, non sélectif, à action rapide, qui est utilisé pour lutter contre les adventices présentes dans de nombreuses cultures, dans les pelouses et parmi les plantes ornementales et comme herbicide aquatique pour lutter contre les plantes aquatiques flottant librement ou submergées dans les étangs et les fossés d'irrigation. Il est très soluble dans l'eau mais est fortement adsorbé sur le sol et est résistant à la dégradation à l'état adsorbé. La dégradation photochimique dans le sol et l'eau se produit sous l'effet du rayonnement solaire. L'exposition à partir de la nourriture est vraisemblablement faible.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson ou des sources d'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Valeur reposant sur des arguments sanitaires*	0,03 mg/l
Valeur aiguë reposant sur des arguments sanitaires**	20 mg/l
Présence	Rarement détecté dans les eaux de surface
DJA	0 à 0,006 mg/kg de poids corporel (exprimée en ion diquat), sur la base d'une NOAEL de 0,58 mg/kg de poids corporel par jour pour l'induction de la cataracte dans une étude de toxicité et de cancérogénicité de 2 ans avec des rats et en appliquant un facteur de sécurité de 100
DRfA	0,8 mg/kg de poids corporel (exprimée en ion diquat), sur la base d'une NOAEL de 75 mg/kg de poids corporel pour l'apparition de signes cliniques et une diminution de gain de poids corporel durant la 1ère semaine et une diminution de la consommation alimentaire dans une étude de neurotoxicité avec des rats et en appliquant un facteur de sécurité de 100
Limite de détection	1 µg/l par CLHP avec détection par absorption UV après extraction en phase solide sur cartouche adsorbante ; limite pratique de quantification de 1 µg/l par chromatographie liquide associée à la spectrométrie de masse (CL-SM) après extraction en phase solide
Performance du traitement	Traitement conventionnel, y compris coagulation et filtration, inefficace ; le charbon actif peut s'avérer efficace
Détermination de la valeur reposant sur des arguments sanitaires	
<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau • poids • consommation 	<p>20 % de la limite supérieure de la DJA non arrondie (0,0058 mg/kg pc)</p> <p>60 kg pour un adulte</p> <p>2 l/jour</p>

Détermination de la valeur aiguë reposant sur des arguments sanitaires	<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau • poids • consommation 	<p>100 % de la DRfA non arrondie (0,75 mg/kg pc)</p> <p>60 kg pour un adulte</p> <p>2 l/jour</p>
Remarques complémentaires	Le facteur d'attribution par défaut de 20 % a été utilisé pour tenir compte du fait que les données disponibles d'exposition par la nourriture, indiquant que l'exposition par cette voie est faible, n'incluent généralement pas d'informations provenant de pays en développement où l'exposition par cette voie peut être plus importante	
	Des recommandations sur l'interprétation de la valeur reposant sur des arguments sanitaires et l'opportunité d'un suivi figurent dans la section 8.5.3.	
Date de l'évaluation	2016	
Principales références	OMS (2014). <i>Pesticide residues in food – 2013 evaluations</i> OMS (2016). <i>Diquat in drinking-water</i>	

* Quand une valeur guide formelle n'est pas définie, une « valeur reposant sur des arguments sanitaires » peut être déterminée afin de proposer une recommandation aux États Membres quand une préoccupation locale est justifiée. La définition d'une valeur guide formelle pour de telles substances peut encourager des États Membres à incorporer une valeur dans leurs normes nationales alors que ce n'est pas nécessaire.

** Pour plus d'informations sur les valeurs aiguës reposant sur des arguments sanitaires, voir la section 8.7.5.

L'œil est le principal organe cible après une exposition répétée à court terme chez des rats et des chiens. Des effets sur les reins, le foie et des paramètres hématologiques sont également observés. Le diquat n'est pas cancérigène chez les souris ou les rats. Dans les essais de génotoxicité, les résultats obtenus avec le diquat sont équivoques ou positifs dans les essais cytogénétiques sur cellules de mammifères, mais négatifs dans les tests *in vivo* du micronoyau et de létalité dominante chez des souris. Aucun effet n'a été observé sur la reproduction dans une étude de toxicité reproductive sur deux générations de rats, et le diquat n'est pas tératogène pour les rats ni les lapins.

Dureté

La dureté de l'eau est due à une variété d'ions métalliques polyvalents dissous, principalement des cations calcium et magnésium. Elle est habituellement exprimée en milligrammes de carbonate de calcium par litre. La dureté est la mesure usuelle de la capacité de l'eau à réagir avec le savon, les eaux dures nécessitant considérablement plus de savon pour produire de la mousse.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Non préoccupante pour la santé aux niveaux relevés dans l'eau de boisson
Remarques complémentaires	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson
Date de l'évaluation	1993, révision en 2011
Principale référence	OMS (2011) <i>Hardness in drinking-water</i>

Les eaux naturelles et traitées contiennent une grande variété de substances minérales, à des concentrations qui vont de très faibles dans l'eau de pluie et les eaux douces naturelles et adoucies à très élevées dans les eaux naturelles dures. Les eaux en bouteille et conditionnées peuvent être naturellement minéralisées ou déminéralisées. Donc la consommation minérale à partir de l'eau de boisson et de l'eau de cuisson variera considérablement selon l'endroit, le traitement et la source de l'eau.

Le degré de dureté de l'eau de boisson a une influence importante sur l'aspect et, partant, sur son acceptabilité esthétique par les consommateurs (voir le Chapitre 10) et pour des raisons économiques et opérationnelles. De nombreuses eaux dures sont adoucies pour ces raisons en utilisant différentes technologies. Le choix de la technologie de conditionnement la plus appropriée dépendra des circonstances locales (par exemple, des questions liées à la qualité de l'eau, les matériaux utilisés dans les canalisations, la corrosion) et de son application de manière centralisée ou à l'échelle domestique, selon la préférence du consommateur.

Les consommateurs devraient être informés de la composition minérale de leur eau, notamment d'éventuelles modifications. La contribution des minéraux de l'eau de boisson à la nutrition minérale devrait être prise en compte quand des changements dans l'approvisionnement sont proposés ou lorsque des sources moins traditionnelles, telles que de l'eau recyclée, de l'eau de mer ou saumâtre, sont traitées et exploitées pour obtenir de l'eau de boisson. Les traitements utilisés éliminent la plupart des minéraux et la stabilisation de l'eau est toujours nécessaire avant distribution.

L'eau de boisson peut contribuer à l'ingestion de calcium et de magnésium qui peut être importante pour ceux dont l'apport en calcium et en magnésium est limité. Lorsqu'une eau déminéralisée conditionnée sert à compléter ou à remplacer des approvisionnements en eau de boisson, l'addition de sels de calcium et de magnésium doit être envisagée pour atteindre des concentrations similaires à celles de l'approvisionnement d'origine. Toute modification des concentrations en calcium et en magnésium dans l'eau de boisson pour des raisons sanitaires devrait être conforme aux exigences techniques afin de disposer d'une eau qui peut être distribuée.

Bien que des données d'études épidémiologiques indiquent que le magnésium ou la dureté ont un effet protecteur contre la mortalité cardiovasculaire, elles font l'objet de discussions et le lien de cause à effet n'est pas prouvé. D'autres études sont en cours. Les données actuellement disponibles sont insuffisantes pour proposer des concentrations minimales ou maximales de minéraux car la quantité ingérée appropriée dépendra d'une série d'autres facteurs. C'est pourquoi aucune valeur guide n'est proposée.

Endosulfan

L'endosulfan (CAS No. 115-29-7) est un insecticide utilisé dans le monde entier pour lutter contre des ravageurs des fruits, des légumes, des plantations de thé et des cultures non vivrières telles que le tabac et le coton. Outre son utilisation agricole, il est utilisé contre la mouche tsé-tsé, pour protéger le bois et pour lutter contre les ravageurs des jardins domestiques. Les contaminations par l'endosulfan dans les milieux aquatiques ne paraissent pas très répandues, mais le produit chimique a été détecté dans des effluents agricoles et des cours d'eau dans des régions industrialisées où il est produit ou formulé, ainsi que dans des échantillons d'eau de surface et d'eaux souterraines dans des sites contaminés par des déchets dangereux aux États-Unis d'Amérique où les échantillons d'eaux de surface contiennent généralement moins de 1 µg/l. La source d'exposition principale de la population générale est la nourriture, mais les résidus ont généralement été détectés à des concentrations bien inférieures aux limites maximales fixées par la FAO/OMS. Une autre voie importante d'exposition à l'endosulfan pour la population générale est l'utilisation de produits à base de tabac.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2003
Principales références	FAO/OMS (1999) <i>Pesticide residues in food—1998 evaluations</i> OMS (2004) <i>Endosulfan in drinking-water</i>

Le JMPR a conclu que l'endosulfan n'avait pas d'effets génotoxiques ni cancérigènes dans des études à long terme avec des souris et des rats. Le rein est l'organe cible de la toxicité. Plusieurs études récentes

ont montré que l'endosulfan, seul ou en association avec d'autres pesticides, peut se lier aux récepteurs des œstrogènes et perturber le système endocrinien. Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 20 µg/l peut être calculée pour l'endosulfan sur la base d'une DJA de 0 à 0,006 mg/kg de poids corporel, en se fondant sur les résultats d'une étude de toxicité alimentaire de 2 ans avec des rats, étayée par une étude de 78 semaines avec des souris, de 1 an avec des chiens et une étude de toxicité du développement avec des rats. Cependant, comme l'endosulfan est présent à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques, la détermination d'une valeur guide formelle n'a pas été jugée nécessaire.

Endrine

L'endrine (CAS No. 72-20-8) est un insecticide foliaire à large spectre actif contre une grande variété de ravageurs des cultures. Elle est également utilisée comme rodenticide. À présent, l'endrine est très peu utilisée. De petites quantités d'endrine sont présentes dans certains aliments, mais l'ingestion totale à partir des aliments a significativement diminué.

Valeur guide	0,0006 mg/l (0,6 µg/l)
Présence	Des traces d'endrine ont été détectées dans des approvisionnements en eau de boisson dans plusieurs pays.
DJTP	0,2 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 0,025 mg/kg de poids corporel par jour dans une étude de 2 ans réalisée avec des chiens et en appliquant un facteur d'incertitude de 100 pour la variation inter- et intraspécifique
Limite de détection	0,002 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD)
Performance du traitement	Une concentration de 0,2 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJTP
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Remarques complémentaires	L'endrine figure dans la liste de la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants. Dès lors, un suivi peut être réalisé en plus de celui qui est requis par les Directives pour l'eau de boisson.
Date de l'évaluation	2003
Principales références	FAO/OMS (1995) <i>Pesticide residues in food—1994 evaluations</i> IPCS (1992) <i>Endrin</i> OMS (2004) <i>Endrin in drinking-water</i>

Les données toxicologiques sont insuffisantes pour savoir si l'endrine présente un danger cancérigène pour l'homme. Le principal site d'action de l'endrine est le système nerveux central.

Épichlorhydrine

L'épichlorhydrine est utilisée dans la préparation du glycérol, de résines époxy non modifiées et de polymères utilisés comme coagulants dans le traitement de l'eau ainsi que dans la préparation de certaines

résines échangeuses d'ions. Aucune donnée quantitative n'est disponible sur sa présence dans la nourriture ou dans l'eau de boisson. L'épichlorhydrine est lentement hydrolysée dans les milieux aqueux.

Valeur guide provisoire	0,0004 mg/l (0,4 µg/l) La valeur guide est dite provisoire en raison des incertitudes concernant la toxicité de l'épichlorhydrine et de l'application d'un facteur d'incertitude élevé dans la détermination de la valeur guide.
Présence	Aucune donnée quantitative disponible
DJT	0,14 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une LOAEL de 2 mg/kg de poids corporel par jour pour une hyperplasie du pré-estomac dans une étude par gavage de 2 ans avec des rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 10 000 pour prendre en compte la variation inter- et intraspécifique (100), l'utilisation d'une LOAEL au lieu d'une NOAEL (10) et la cancérogénicité (10)
Limite de détection	0,01 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD) ; 0,1 et 0,5 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM) ; 10 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à ionisation de flamme (CG-DIF)
Performance du traitement	Les procédés de traitement conventionnels n'éliminent pas l'épichlorhydrine. Les concentrations d'épichlorhydrine dans l'eau de boisson sont contrôlées en limitant soit le contenu en épichlorhydrine des flocculants de polyamine, soit la dose utilisée, soit les deux.
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Remarques complémentaires	Bien que l'épichlorhydrine soit un cancérogène génotoxique, l'utilisation d'un modèle multi-étapes linéarisé pour estimer le risque de cancer est considéré comme inapproprié car les tumeurs sont observées uniquement au site d'administration, c'est-à-dire où l'épichlorhydrine a une action très irritante.
Date de l'évaluation	2003
Principale référence	OMS (2004) <i>Epichlorohydrin in drinking-water</i>

L'épichlorhydrine est rapidement et abondamment absorbée après exposition orale, dermique ou par inhalation. Elle se lie facilement aux constituants cellulaires. Ses principaux effets toxiques sont l'irritation locale et les dommages causés au système nerveux central. Elle induit des carcinomes à cellules squameuses dans la cavité nasale par inhalation et des tumeurs du pré-estomac par voie orale. Elle est génotoxique in vitro et in vivo. Le CIRC a classé l'épichlorhydrine dans le Groupe 2A (probablement cancérogène pour l'homme).

Étain inorganique

L'étain est utilisé principalement dans la production de revêtements pour l'industrie alimentaire. La nourriture, en particulier en boîte de conserve, représente donc la principale voie d'exposition à l'étain. L'eau de boisson n'est pas une source d'étain significative pour la population générale et des niveaux supérieurs à 1–2 µg/l dans l'eau de boisson sont exceptionnels. Cependant, l'étain est de plus en plus employé dans les soudures, notamment dans la plomberie domestique ; son utilisation en tant qu'inhibiteur de corrosion a été proposée.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
--	--

Date de l'évaluation	2003
Principale référence	OMS (2004) <i>Inorganic tin in drinking-water</i>

L'étain et les composés de l'étain inorganique sont faiblement absorbés dans le tractus gastro-intestinal, ne s'accumulent pas dans les tissus et sont rapidement excrétés, principalement dans les fèces.

On n'a pas observé d'accroissement d'incidence de tumeurs dans les études de cancérogénicité à long terme menées avec des souris et des rats nourris avec du chlorure d'étain(II). On n'a pas détecté d'effets tératogènes ni de toxicité fœtale chez des souris, des rats ni des hamsters. Dans une étude alimentaire à long terme réalisée avec des rats, la NOAEL était de 20 mg/kg de poids corporel par jour.

Le principal effet nocif pour l'homme observé avec des niveaux excessifs d'étain dans des boissons en cannette (plus de 150 mg/kg) ou d'autres aliments en boîte (plus de 250 mg/kg) est une irritation gastrique aiguë. Il n'y a pas de preuve d'effets nocifs pour l'homme associés à une exposition chronique à l'étain.

En 1989, le JECFA a défini une DHTP de 14 mg/kg de poids corporel à partir d'une DJT de 2 mg/kg de poids corporel déterminée en se fondant sur l'irritation gastro-intestinale aiguë due à l'étain dont le seuil est d'environ 200 mg/kg dans la nourriture. Cette valeur a été à nouveau confirmée par le JECFA en 2000. Compte tenu de sa faible toxicité, la présence d'étain dans l'eau de boisson ne constitue pas un danger pour la santé humaine. La définition d'une valeur guide pour l'étain inorganique n'a donc pas été jugée nécessaire.

Éthylbenzène

Les sources principales d'éthylbenzène dans l'environnement sont l'industrie pétrolière et l'utilisation de produits pétroliers. En raison de ses propriétés physicochimiques, plus de 96 % de l'éthylbenzène dans l'environnement sera vraisemblablement présent dans l'air. Des valeurs allant jusqu'à 26 µg/m³ dans l'air ont été signalées. L'éthylbenzène est présent en traces dans les eaux de surface, les eaux souterraines, l'eau de boisson et la nourriture.

Valeur guide	0,3 mg/l (300 µg/l)
Présence	Les concentrations dans l'eau de boisson sont généralement inférieures à 1 µg/l ; des niveaux allant jusqu'à 300 µg/l ont été signalés dans des eaux souterraines contaminées par des émissions ponctuelles
DJT	97,1 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 136 mg/kg de poids corporel par jour pour l'hépatotoxicité et la néphrotoxicité observées dans une étude limitée de 6 mois avec des rats, en ajustant la dose quotidienne et en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour tenir compte des limitations de la base de données et de la courte durée de l'étude)
Limite de détection	0,002 à 0,005 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à photo-ionisation (GC-PD) : 0,03 à 0,06 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM)
Performance du traitement	Une concentration de 0,001 mg/l devrait pouvoir être atteinte par strippage à l'air
Détermination de la valeur guide	
<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau • poids • consommation 	<ul style="list-style-type: none"> 10 % de la DJT 60 kg pour un adulte 2 litres/jour
Remarques complémentaires	La valeur guide est nettement supérieure au seuil de détection par l'odeur le plus faible signalé pour l'éthylbenzène dans l'eau de boisson (0,002 mg/l).

Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Ethylbenzene in drinking-water</i>

L'éthylbenzène est aisément absorbé par voie orale, dermique, ou par inhalation. Chez l'homme, une accumulation dans les graisses a été signalée. L'éthylbenzène est presque complètement converti en métabolites solubles qui sont excrétés rapidement dans l'urine. Il présente une faible toxicité orale aiguë. Les données limitées sur sa tératogénicité ne permettent pas de tirer des conclusions. Aucune donnée n'est disponible sur la toxicité reproductive, la toxicité à long terme ou la cancérogénicité de l'éthylbenzène. La génotoxicité de l'éthylbenzène n'a pas été détectée dans des systèmes in vitro ou in vivo.

Fénitrothion

Le fénitrothion (CAS No. 122-14-5) est principalement utilisé en agriculture pour lutter contre les insectes ravageurs du riz, des céréales, des fruits, des légumes, des grains stockés, du coton et dans les zones forestières. Il est également utilisé pour lutter contre les mouches, les moustiques et les cafards dans les programmes de santé publique et à l'intérieur des bâtiments. Le fénitrothion est stable dans l'eau uniquement à l'abri du rayonnement solaire ou en l'absence de contamination microbienne. Dans le sol, il disparaît principalement par biodégradation, bien que la photolyse puisse également jouer un rôle. Les concentrations de résidus de fénitrothion détectés dans l'eau durant le programme de lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette étaient faibles (maximum 1,30 µg/l). Après des pulvérisations de forêts destinées à lutter contre cet insecte, les échantillons d'eau ne contenaient pas de quantités détectables de fénitrothion ; les échantillons post-pulvérisation contenaient moins de 0,01 µg/l. Les niveaux de résidus de fénitrothion dans les fruits, les légumes et les grains de céréales diminuent rapidement après le traitement, avec une demi-vie de 1 à 2 jours. La nourriture est la principale voie d'ingestion du fénitrothion (95 %).

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2003
Principales références	FAO/OMS (2001) <i>Pesticide residues in food—2000 evaluations</i> OMS (2004) <i>Fenitrothion in drinking-water</i>

Sur la base de tests effectués dans un ensemble approprié d'études in vitro et in vivo, le JMPR a conclu que le fénitrothion n'est vraisemblablement pas génotoxique et qu'il ne présente vraisemblablement pas de risque cancérogène pour l'homme. Dans des études de toxicité à long terme, l'inhibition de l'activité cholinestérase est la principale manifestation toxicologique observée chez toutes les espèces. Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 8 µg/l peut être calculée pour le fénitrothion sur la base d'une DJA de 0 à 0,005 mg/kg de poids corporel, basée sur une NOAEL de 0,5 mg/kg de poids corporel par jour pour l'inhibition de l'activité cholinestérase du cerveau et des érythrocytes dans une étude de toxicité de 2 ans avec des rats et étayée par une NOAEL de 0,57 mg/kg de poids corporel par jour pour l'inhibition de l'activité cholinestérase du cerveau et des érythrocytes dans une étude de toxicité oculaire de 3 mois avec des rats ainsi que par une NOAEL de 0,65 mg/kg de poids corporel par jour pour une réduction de la consommation de nourriture et de la prise de poids corporel dans une étude de toxicité reproductive avec des rats et en attribuant une part de 5 % de la limite supérieure de la DJA à l'eau de boisson. Cependant, comme le fénitrothion est présent à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques, la détermination d'une valeur guide formelle n'a pas été jugée nécessaire.

Féno prop

Les demi-vies pour la dégradation des herbicides chlorophénoxy, notamment le féno prop (CAS No. 93-72-1), également appelé acide 2,4,5-trichlorophénoxy propionique ou 2,4,5-TP, dans l'environnement sont de l'ordre de plusieurs jours. Les herbicides chlorophénoxy sont rarement détectés dans la nourriture.

Valeur guide	0,009 mg/l (9 µg/l)
Présence	Les herbicides chlorophénoxy ne sont pas fréquemment détectés dans l'eau de boisson ; lorsqu'ils le sont, les concentrations ne sont habituellement pas supérieures à quelques microgrammes par litre
DJT	3 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 0,9 mg/kg de poids corporel pour des effets toxiques sur le foie dans une étude de 2 ans dans laquelle le féno prop a été administré à des chiens dans la nourriture, en appliquant un facteur d'incertitude de 300 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 3 pour tenir compte des limitations de la banque de données)
Limite de détection	0,2 µg/l par chromatographie en phase gazeuse sur colonne remplie ou colonne capillaire avec détecteur par capture d'électrons
Performance du traitement	Une concentration de 0,001 mg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water</i>

Les herbicides chlorophénoxy, en tant que groupe, ont été classés par le CIRC dans le Groupe 2B (agents pouvant être cancérogènes pour l'homme). Cependant, les données disponibles dans les études portant sur des populations exposées et des animaux de laboratoire ne permettent pas d'évaluer le potentiel cancérogène pour l'homme spécifique à chaque herbicide chlorophénoxy. Dès lors, les directives pour l'eau de boisson relatives à ces composés sont fondées sur une approche à seuil pour d'autres effets toxiques. Lorsque le féno prop est administré à long terme via la nourriture à des chiens, une étude révèle une dégénérescence modérée et une nécrose des hépatocytes ainsi qu'une prolifération fibroblastique tandis qu'une autre étude fait état d'une pathologie hépatique grave. Chez des rats, une augmentation du poids des reins a été observée dans deux études alimentaires de longue durée.

Fer

Le fer est un des métaux les plus abondants dans la croûte terrestre. Il est présent dans les eaux douces naturelles à des niveaux compris entre 0,5 et 50 mg/l. Le fer peut également être présent dans l'eau de boisson suite à l'utilisation de coagulants à base de fer ou à la corrosion des tuyaux en acier et en fonte pendant la distribution de l'eau.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Non préoccupant pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson
Remarques complémentaires	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Iron in drinking-water</i>

Le fer est un élément essentiel dans la nutrition humaine, en particulier à l'état d'oxydation du fer(II). Les estimations des besoins quotidiens minima pour le fer dépendent de l'âge, du sexe, de l'état physiologique et de la biodisponibilité du fer ; ces besoins sont compris entre environ 10 et 50 mg/jour.

À titre de précaution contre l'accumulation de quantités excessives de fer dans le corps, le JECFA a défini en 1983 une DJTMP de 0,8 mg/kg de poids corporel, qui s'applique au fer de toutes sources excepté aux oxydes de fer utilisés comme agents colorants et aux compléments de fer absorbés pendant la grossesse et la lactation ou pour des besoins cliniques spécifiques. L'attribution d'une part de 10 % de cette DJTMP à l'eau de boisson donne une valeur guide d'environ 2 mg/l, concentration qui ne constitue pas un danger pour la santé. Le goût et l'aspect de l'eau de boisson seront habituellement affectés en dessous de ce niveau (voir le Chapitre 10).

Aucune valeur guide pour le fer dans l'eau de boisson n'a été proposée.

Fluorure¹

Le fluor est largement distribué dans la croûte terrestre sous forme de fluorures dans de nombreux minéraux tels que la fluorite, la cryolite et la fluorapatite. Des traces de fluorures sont présentes dans de nombreuses eaux, les concentrations les plus élevées étant souvent observées dans les eaux souterraines. Dans certaines régions riches en minéraux contenant des fluorures, les eaux de puits peuvent contenir jusqu'à environ 10 mg de fluorures par litre, bien qu'il existe des concentrations beaucoup plus élevées. Des concentrations élevées de fluorures peuvent être observées dans de nombreuses parties du monde, en particulier dans certaines parties de l'Inde, de Chine, d'Afrique centrale et d'Amérique du sud, mais des concentrations élevées peuvent être rencontrées localement ailleurs dans le monde. Pratiquement tous les aliments contiennent au moins des traces de fluor. L'ensemble de la végétation contient un peu de fluor, qui est absorbé à partir du sol et de l'eau. Le thé, en particulier, en contient des concentrations élevées avec un niveau moyen dans le thé sec de 100 mg/kg.

Les fluorures sont abondamment utilisés dans les préparations dentaires pour lutter contre les caries, en particulier dans les régions où des quantités importantes de sucre sont consommées. Ces préparations peuvent se présenter sous forme de comprimés, de bains de bouche, de dentifrice, de vernis ou de gels pour application locale. Dans certains pays, du fluorure est ajouté au sel de table ou à l'eau de boisson pour assurer une protection contre les caries dentaires. Les quantités ajoutées à l'eau de boisson sont telles que les concentrations finales se situent habituellement entre 0,5 et 1 mg/l. Les fluorures dans l'eau finale sont toujours présents sous forme d'ions fluorure, qu'ils proviennent de sources naturelles ou d'une fluoration artificielle.

L'exposition quotidienne totale aux fluorures peut varier considérablement d'une région à une autre. Cela dépendra de la concentration de fluorures dans l'eau de boisson et de la qualité de l'eau consommée, des niveaux dans les aliments et de l'utilisation de préparations dentaires fluorées. En outre, l'exposition aux fluorures dans certaines régions est nettement plus élevée suite à diverses pratiques, notamment la consommation de thé en briques et la cuisson ou le séchage de la nourriture avec du charbon à forte teneur en fluorures.

Valeur guide	1,5 mg/l (1500 µg/l)
Présence	Dans les eaux souterraines, les concentrations varient selon les types de roches à travers lesquelles l'eau coule mais elles n'excèdent pas

¹ Comme les fluorures comptent parmi les produits chimiques les plus préoccupants pour la santé publique dans certaines eaux naturelles, la fiche technique les concernant a été complétée.

	habituellement 10 mg/l ; le niveau naturel le plus élevé signalé est de 2800 mg/l
Fondement de la détermination de la valeur guide	Preuve épidémiologique que des concentrations supérieures à cette valeur présentent un risque accru de fluorose dentaire et que des concentrations de plus en plus élevées entraînent des risques accrus de fluorose squelettique. La valeur guide est plus élevée que la valeur recommandée pour une fluoration artificielle des approvisionnements en eau, qui est habituellement de 0,5 à 1,0 mg/l.
Limite de détection	0,01 mg/l par chromatographie échangeuse d'ions ; 0,1 mg/l avec des électrodes sélectives d'ions ou la méthode colorimétrique à l'acide sulfophényl-azo-dihydroxynaphthalène disulfonique
Performance du traitement	Une concentration de 1 mg/l devrait pouvoir être atteinte en utilisant de l'alumine activée (il ne s'agit pas d'un traitement « conventionnel », mais l'installation de filtres est relativement simple)
Remarques complémentaires	Un document présentant des recommandations pour la gestion des fluorures est disponible. Lors de l'élaboration de normes nationales pour les fluorures ou lors de l'évaluation des conséquences possibles sur la santé de l'exposition aux fluorures, il est essentiel de prendre en compte l'ingestion d'eau par la population concernée et l'ingestion de fluorures à partir d'autres sources (par exemple, à partir de la nourriture, de l'air et de préparations dentaires). Lorsque les doses provenant d'autres sources sont vraisemblablement proches de 6 mg/jour, ou plus, il conviendrait de fixer les normes à des concentrations inférieures à la valeur guide. Dans les régions dans lesquelles les niveaux de fluorures dans l'eau de boisson sont élevés, il peut être difficile de respecter la valeur guide dans certaines circonstances avec la technologie de traitement disponible.
Date de l'évaluation	2003
Principales références	Fawell et al. (2006) <i>Fluoride in drinking-water</i> IPCS (2002) <i>Fluorides</i> USNRC (2006) <i>Fluoride in drinking water</i> OMS (2004) <i>Fluoride in drinking-water</i>

Après ingestion par voie orale, les fluorures solubles dans l'eau sont rapidement et presque complètement absorbés dans le tractus gastro-intestinal ; l'absorption peut cependant être réduite par la formation de complexes avec l'aluminium, le phosphore, le magnésium ou le calcium. Il n'y a pas de différence d'absorption entre les fluorures naturels et les fluorures ajoutés dans l'eau de boisson. Les fluorures présents dans des particules inhalées (à partir de charbon à forte teneur en fluorures, par exemple) sont également absorbés ; leur absorption dépend de la taille des particules et de la solubilité des composés fluorés concernés. Les fluorures absorbés sont rapidement distribués dans tout le corps où ils sont incorporés dans les dents et les os, pratiquement sans accumulation dans les tissus mous. Dans les dents et les os, les fluorures peuvent être mobilisés après cessation ou réduction de l'exposition externe. Les fluorures sont excrétés dans l'urine, les fèces et la sueur.

Les fluorures peuvent constituer un élément essentiel pour l'homme mais leur caractère essentiel n'a pas été clairement démontré. Toutefois, des données montrent que les fluorures ont un effet bénéfique dans la prévention des caries dentaires.

Pour que des signes d'intoxication aiguë par des fluorures se manifestent, des doses orales minimales d'environ 1 mg de fluorures par kg de poids corporel sont nécessaires. De nombreuses études épidémiologiques portant sur les effets nocifs de l'ingestion de fluorures à long terme via l'eau de boisson ont été réalisées. Ces études établissent clairement qu'une ingestion de quantités élevées de fluorures produit principalement des effets sur les tissus squelettiques (os et dents). De faibles concentrations apportent une protection contre les caries dentaires, à la fois chez l'enfant et chez l'adulte. Les effets protecteurs des fluorures augmentent avec la concentration jusqu'à environ 2 mg/l dans l'eau de boisson ; la concentration minimale de fluorures dans l'eau de boisson nécessaire pour obtenir ces effets est approximativement de

0,5 mg/l. Cependant, les fluorures peuvent également avoir un effet nocif sur l'émail dentaire et générer une fluorose dentaire modérée (prévalence : 12 à 33 %) à des concentrations comprises entre 0,9 et 1,2 mg/l, selon la quantité d'eau de boisson ingérée et l'exposition à des fluorures provenant d'autres sources. Une fluorose dentaire modérée peut n'être détectable que par un examen effectué par un spécialiste. Le risque de fluorose dentaire dépendra de l'ingestion totale de fluorures à partir de toutes les sources et pas uniquement de la concentration dans l'eau de boisson.

D'importantes ingestions de fluorures peuvent avoir des effets plus graves sur les tissus squelettiques. La fluorose squelettique (avec des changements indésirables de la structure osseuse) peut être observée lorsque l'eau de boisson contient 3 à 6 mg de fluorures par litre, en particulier avec une consommation d'eau élevée. Une fluorose squelettique invalidante se développe habituellement quand l'eau de boisson contient plus de 10 mg de fluorures par litre. À partir de données collectées en Inde et en Chine, l'IPCS a conclu qu'une ingestion totale de 14 mg de fluorures par jour entraînait clairement une fluorose squelettique et un risque accru de fracture osseuse. Cette conclusion a été confortée par une analyse de l'United States National Research Council en 2006. La relation entre l'exposition et la réponse à des effets osseux indésirables est souvent difficile à évaluer en raison de déficiences dans la plupart des études épidémiologiques. À partir des estimations basées sur les études réalisées en Inde et en Chine, l'IPCS a conclu qu'une ingestion totale de 14 mg/jour entraînait une nette augmentation du risque d'effets indésirables sur le squelette ; certaines données suggèrent l'existence d'un risque accru d'effets sur le squelette pour des ingestions totales de fluorures supérieures à environ 6 mg/jour.

On dispose de plusieurs études épidémiologiques sur l'association possible entre fluorures dans l'eau de boisson et cancer. L'IPCS a évalué ces études et en a conclu que, dans l'ensemble, les preuves de cancérogénicité chez des animaux de laboratoire n'étaient pas concluantes et que les preuves disponibles ne confortaient pas l'hypothèse selon laquelle les fluorures pouvaient provoquer un cancer chez l'homme ; cependant, les données sur le cancer des os sont limitées. Les résultats de plusieurs études épidémiologiques concernant les possibles effets nocifs des fluorures présents dans l'eau de boisson sur l'issue de la grossesse indiquent qu'il n'y a pas de relation entre les taux du syndrome de Down ou de malformations congénitales et la consommation d'eau de boisson contenant des fluorures.

Aucune donnée ne suggère que la valeur guide de 1,5 mg/l fixée en 1984 et réaffirmée en 1993 doit être révisée. Des concentrations supérieures à cette valeur entraînent un risque accru de fluorose dentaire, et des concentrations beaucoup plus élevées entraînent une fluorose squelettique. La valeur est plus élevée que celle qui est recommandée pour une fluoruration artificielle des approvisionnements en eau, qui est habituellement de 0,5 à 1,0 mg/l.

Lors de l'élaboration de normes nationales ou de valeurs guides locales pour les fluorures ou lors de l'évaluation des conséquences sanitaires possibles de l'exposition aux fluorures, il est essentiel de prendre en compte l'ingestion d'eau journalière moyenne par la population concernée et l'ingestion de fluorures à partir d'autres sources (par exemple, à partir de la nourriture et de l'air). Lorsque les ingestions sont susceptibles d'approcher ou de dépasser 6 mg/jour, il conviendrait d'élaborer une norme ou une valeur guide locale à une concentration inférieure à 1,5 mg/l.

Considérations pratiques

Les fluorures sont habituellement déterminés au moyen d'une électrode sélective d'ions, qui permet de mesurer la quantité totale de fluorures libres et de fluorures liés à un complexe en solution dans l'eau. La méthode permet de détecter des concentrations de fluorures dans l'eau nettement inférieures à la valeur guide. Cependant, la préparation appropriée de l'échantillon est une étape critique pour une quantification exacte des fluorures, en particulier quand seuls les ions fluorure libres sont mesurés.

Un ensemble de technologies de traitement est disponible, à la fois pour les grands et les petits approvisionnements. Différentes méthodes sont préconisées pour les petits approvisionnements selon les

pays ; elles sont basées sur l'utilisation de charbon d'os, d'alumine activée, d'argile et sur la précipitation par contact. Cependant, dans certaines régions présentant des concentrations de fluorures naturels élevées dans l'eau de boisson, il peut être difficile, dans certaines circonstances, d'atteindre la valeur guide avec la technologie de traitement disponible. L'alumine activée est largement utilisée dans les grands approvisionnements ainsi que des procédés de traitement avancés tels que l'osmose inverse.

Formaldéhyde

Le formaldéhyde est présent dans les effluents industriels et est émis dans l'air à partir de matériaux en plastique et de colles de résine. La présence de formaldéhyde dans l'eau de boisson résulte principalement de l'oxydation de la matière organique naturelle pendant l'ozonation et la chloration. Des concentrations allant jusqu'à 30 µg/l ont été mesurées dans les eaux de boisson ozonées. Le formaldéhyde peut également être présent dans l'eau de boisson suite à sa libération à partir de matériaux en plastique polyacétal utilisés dans la robinetterie. En raison de ses propriétés physicochimiques, la volatilisation du formaldéhyde à partir de l'eau est peu vraisemblable, de sorte qu'une exposition par inhalation en prenant une douche est vraisemblablement faible.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2004
Principales références	IPCS (2002) <i>Formaldehyde</i> OMS (2005) <i>Formaldehyde in drinking-water</i>

Chez des rats et des souris exposés au formaldéhyde par inhalation, une incidence accrue de carcinomes de la cavité nasale a été observée à des doses provoquant une irritation de l'épithélium nasal. L'ingestion de formaldéhyde dans l'eau de boisson pendant 2 ans a provoqué une irritation de l'estomac chez des rats. Des papillomes de l'estomac associés à une irritation tissulaire grave ont été signalés dans une étude. Le CIRC a classé le formaldéhyde dans le Groupe 1 (cancérogène pour l'homme). La tendance des données disponibles indique que le formaldéhyde n'est pas cancérogène par voie orale.

Étant donné la forte réactivité du formaldéhyde, les effets dans le tissu entrant le premier en contact après ingestion sont plus susceptibles d'être liés à la concentration du formaldéhyde consommé qu'à la quantité totale ingérée. Une concentration tolérable de 2,6 mg/l de formaldéhyde ingéré a été définie sur la base d'une NOEL de 260 mg/l pour les effets histopathologiques au niveau de la muqueuse gastrique de rats auxquels du formaldéhyde a été administré dans l'eau de boisson pendant 2 ans, en appliquant un facteur d'incertitude de 100 (pour la variation inter- et intraspécifique). Étant donné la différence significative entre les concentrations attendues de formaldéhyde dans l'eau de boisson et la concentration tolérable, la détermination d'une valeur guide formelle pour le formaldéhyde n'a pas été jugée nécessaire.

Glyphosate et AMPA

Le glyphosate (CAS No. 1071-83-6) est un herbicide à large spectre utilisé en agriculture et en sylviculture ainsi que pour lutter contre les adventices aquatiques. Une biodégradation microbienne du glyphosate a lieu dans le sol, les sédiments aquatiques et l'eau ; le métabolite principal étant l'acide aminométhylphosphonique (AMPA) (CAS No. 1066-51-9). Le glyphosate est chimiquement stable dans l'eau et n'est pas sujet à une dégradation photochimique. La faible mobilité du glyphosate dans le sol indique un potentiel minimal de contamination des eaux souterraines. Le glyphosate peut cependant pénétrer dans les eaux de surface et les eaux souterraines après une utilisation directe à proximité de milieux aquatiques ou par des rejets ou un lessivage liés à des applications sur le sol.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présents dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2003
Principales références	FAO/OMS (1998) <i>Pesticide residues in food—1997 evaluations</i> IPCS (1994) <i>Glyphosate</i> OMS (2004) <i>Glyphosate and AMPA in drinking-water</i>

Le glyphosate et l'AMPA ont des profils toxicologiques similaires et tous deux sont considérés comme faiblement toxiques. Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 0,9 mg/l peut être calculée sur la base de la DJA pour l'AMPA, seul ou en combinaison avec le glyphosate, de 0 à 0,3 mg/kg de poids corporel, déterminée sur la base d'une NOAEL de 32 mg/kg de poids corporel par jour, la dose la plus élevée testée, identifiée dans une étude de toxicité de 26 mois avec des rats nourris avec du glyphosate de qualité technique et en appliquant un facteur d'incertitude de 100 (pour la variation inter- et intraspécifique).

En raison de leur faible toxicité, la valeur reposant sur des arguments sanitaires pour l'AMPA seul ou en combinaison avec le glyphosate est supérieure de plusieurs ordres de grandeur aux concentrations de glyphosate ou d'AMPA normalement observées dans l'eau de boisson. Dans des conditions usuelles, la présence de glyphosate et d'AMPA dans l'eau de boisson ne constitue donc pas un danger pour la santé humaine. Dès lors, la détermination d'une valeur guide formelle pour le glyphosate et l'AMPA n'a pas été jugée nécessaire.

Heptachlore et époxyde d'heptachlore

L'heptachlore (CAS No. 76-44-8) est un insecticide à large spectre dont l'utilisation a été interdite ou limitée dans de nombreux pays. Actuellement, l'heptachlore est principalement utilisé pour lutter contre les termites par injection sous la surface du sol. L'heptachlore est très persistant dans le sol, où il est principalement transformé en son époxyde. L'époxyde d'heptachlore (CAS No. 1024-57-3) est très résistant à une dégradation ultérieure. L'heptachlore et l'époxyde d'heptachlore se lient aux particules de sol et migrent très lentement. L'heptachlore et l'époxyde d'heptachlore ont été détectés dans l'eau de boisson à des niveaux de l'ordre du nanogramme par litre. La nourriture est considérée comme la principale source d'exposition à l'heptachlore, bien que son ingestion diminue significativement, car son utilisation a sensiblement régressé.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présents dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2003
Principales références	FAO/OMS (1992) <i>Pesticide residues in food—1991 evaluations</i> FAO/OMS (1995) <i>Pesticide residues in food—1994 evaluations</i> OMS (2003) <i>Heptachlor and heptachlor epoxide in drinking-water</i>

Une exposition prolongée à l'heptachlore a été mise en lien avec des altérations du foie et une toxicité pour le système nerveux central. En 1991, le CIRC a examiné les données relatives à l'heptachlore et est arrivé à la conclusion que la preuve de sa cancérogénicité était suffisante pour les animaux mais que les données étaient inappropriées pour l'homme, le classant dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérogène pour l'homme). Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 0,03 µg/l peut être calculée pour l'heptachlore et l'époxyde d'heptachlore sur la base d'une DJTP de 0,1 µg/kg de poids corporel, déterminée sur la base d'une NOAEL pour l'heptachlore de 0,025 mg/kg de poids corporel par jour à partir de deux études avec des chiens, en tenant compte des insuffisances de la base de données et en attribuant 1 % de la DJTP à l'eau de boisson. Cependant, l'heptachlore et l'époxyde d'heptachlore étant présents à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques, la détermination d'une

valeur guide formelle n'a pas été jugée nécessaire. Il faut également noter qu'il n'est pas possible d'atteindre des concentrations inférieures à 0,1 µg/l avec des techniques de traitement conventionnelles.

Hexachlorobenzène

La principale application agricole de l'hexachlorobenzène (CAS No. 118-74-1), ou HCB, était l'enrobage des semences pour prévenir la croissance de champignons. Actuellement, son utilisation est rare et il est surtout présent en tant que sous-produit de plusieurs procédés chimiques ou comme impureté dans certains pesticides. Le HCB est largement distribué dans l'environnement en raison de sa mobilité et de sa résistance à la dégradation. Une bioaccumulation est observée dans les organismes du fait de ses propriétés physicochimiques et de sa lente élimination. Le HCB est fréquemment détecté à de faibles niveaux dans la nourriture et est généralement présent en faibles concentrations dans l'air. Il n'a été détecté que rarement, et à de très faibles concentrations (inférieures à 0,1 µg/l), dans les approvisionnements en eau de boisson.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2003
Principales références	IPCS (1997) <i>Hexachlorobenzene</i> OMS (2004) <i>Hexachlorobenzene in drinking-water</i>

Le CIRC a évalué les données relatives à la cancérogénicité du HCB pour des animaux et pour l'homme et l'a classé dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérogène pour l'homme). On a montré que le HCB induisait des tumeurs dans trois espèces animales et en divers sites. Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 1 µg/l peut être déterminée pour le HCB en appliquant le modèle multi-étapes linéarisé d'extrapolation pour de faibles doses à des tumeurs du foie observées chez des rats femelles dans une étude de 2 ans. En utilisant une autre approche (dose tumorigène 0,05 ou DT05), une DJT de 0,16 µg/kg de poids corporel peut être calculée, ce qui correspond à une valeur reposant sur des arguments sanitaires d'approximativement 0,05 µg/l, en admettant l'attribution d'une part de 1 % de la DJT à l'eau de boisson. On notera que les concentrations dans la nourriture sont en diminution constante et que ce facteur d'attribution peut être considéré comme très prudent.

Comme les valeurs reposant sur des arguments sanitaires déterminées par ces deux approches sont considérablement plus élevées que les concentrations auxquelles le HCB est détecté dans l'eau de boisson (inférieures au nanogramme par litre), la détermination d'une valeur guide formelle pour le HCB dans l'eau de boisson n'a pas été jugée nécessaire. L'hexachlorobenzène figure dans la liste des polluants organiques persistants de la Convention de Stockholm.

Hexachlorobutadiène

L'hexachlorobutadiène, ou HCBd, est utilisé comme solvant dans la production de chlore gazeux, comme pesticide, comme intermédiaire dans la fabrication de composés de caoutchouc et comme lubrifiant. Des concentrations allant jusqu'à 6 µg/l ont été signalées dans les effluents d'usines de production chimique. Le HCBd a également été détecté dans l'air et la nourriture.

Valeur guide	0,0006 mg/l (0,6 µg/l)
Présence	A été détecté dans les eaux de surface à des concentrations de quelques microgrammes par litre et dans l'eau de boisson à des concentrations inférieures à 0,5 µg/l

DJT	0,2 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 0,2 mg/kg de poids corporel par jour pour la toxicité rénale dans une étude alimentaire de 2 ans avec des rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 en raison du peu de données sur la cancérogénicité et génotoxicité de certains métabolites)
Limite de détection	0,01 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM) ; 0,18 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD)
Performance du traitement	Une concentration de 0,001 mg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Remarques complémentaires	La limite de quantification en pratique pour le HCBd est de l'ordre de 2 µg/l, mais il est possible de limiter les concentrations dans l'eau de boisson en définissant des spécifications relatives au contenu en HCBd des produits entrant en contact avec l'eau de boisson.
Date de l'évaluation	2003
Principales références	IPCS (1994) <i>Hexachlorobutadiene</i> OMS (2003) <i>Hexachlorobutadiene in drinking-water</i>

Le HCBd est aisément absorbé et métabolisé par conjugaison avec le glutathion. Ce conjugué peut lui-même être métabolisé en un dérivé néphrotoxique. Des tumeurs rénales ont été observées dans une étude par voie orale à long terme avec des rats. La cancérogénicité du HCBd par d'autres voies d'exposition n'a pas été démontrée. Le CIRC a placé le HCBd dans le Groupe 3 (inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme). Des résultats positifs et négatifs ont été obtenus dans des essais bactériens pour des mutations ponctuelles ; cependant, plusieurs métabolites ont donné des résultats positifs.

Hydrate de chloral

L'hydrate de chloral, ou trichloroacétaldéhyde, peut être formé comme sous-produit de chloration de l'eau contenant du matériel organique précurseur, tel que des acides fulviques et humiques. Il a été détecté dans l'eau de boisson à des concentrations allant jusqu'à 100 µg/l, mais elles sont habituellement inférieures à 10 µg/l. Les concentrations d'hydrate de chloral sont généralement plus élevées dans les eaux de surface que dans les eaux souterraines et elles augmentent au cours de la distribution.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2004
Principales références	IPCS (2000) <i>Chloral hydrate</i> IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> OMS (2005) <i>Chloral hydrate in drinking-water</i>

L'hydrate de chloral est utilisé comme intermédiaire dans la production d'insecticides, d'herbicides et d'hypnotiques. Il a également été largement utilisé comme sédatif ou comme hypnotique chez l'homme à des doses orales allant jusqu'à 750 à 1000 mg/jour. Bien que l'ingestion associée à un usage clinique soit considérablement plus élevée que l'ingestion à partir de l'eau de boisson, l'exposition clinique est de plus courte durée.

Aucune étude épidémiologique ou de cancérogénicité chez l'homme n'a montré une association entre l'exposition à l'hydrate de chloral et le cancer, malgré l'utilisation de l'hydrate de chloral pendant des décennies (et qui se poursuit) comme sédatif et hypnotique chez l'adulte et l'enfant (en particulier pour les soins dentaires). Le CIRC a désigné l'hydrate de chloral comme inclassable en ce qui concerne sa cancérogénicité pour l'homme (Groupe 3), étant donné que les données relatives à l'homme sont inadéquates et que les données relatives aux animaux sont limitées. Les données relatives à la génotoxicité de l'hydrate de chloral sont équivoques.

Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 0,1 mg/l (valeur arrondie) peut être calculée sur la base d'une DJT de 0,0045 mg/kg de poids corporel en se fondant sur une incidence accrue d'histopathologie hépatique observée chez des souris dans une étude de 2 ans portant sur l'eau de boisson, en attribuant 80 % de la DJT à l'eau de boisson (principale source d'exposition à l'hydrate de chloral) et en admettant qu'un adulte pèse 60 kg et boit 2 litres d'eau par jour. Cependant, comme l'hydrate de chloral est habituellement présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques, la détermination d'une valeur guide n'a pas été jugée nécessaire.

Les niveaux d'hydrate de chloral dans l'eau de boisson peuvent être réduits en modifiant les pratiques de désinfection (par exemple, augmentation de la coagulation et de l'adoucissement pour éliminer les composés organiques précurseurs, déplacement du lieu de désinfection pour réduire la réaction entre le chlore et les composés précurseurs, utilisation de chloramine comme désinfectant résiduel au lieu du chlore) et par un traitement avec du charbon actif granulaire (CAG).

Hydrocarbures aromatiques polynucléaires

Les hydrocarbures aromatiques polynucléaires, ou HAP, forment une classe de divers composés organiques contenant chacun deux ou plusieurs cycles aromatiques fusionnés, constitués d'atomes de carbone et d'hydrogène. La plupart des HAP pénètrent dans l'environnement via l'atmosphère suite à différents processus de combustion et de pyrolyse. Étant donné leur faible solubilité et leur affinité élevée pour la matière organique, ils ne sont habituellement pas présents dans l'eau en concentrations importantes. La principale source de contamination par des HAP dans l'eau de boisson est habituellement le revêtement des tuyaux de distribution d'eau de boisson avec du goudron de houille, servant à les protéger de la corrosion. Le fluoranthène est le HAP le plus fréquemment détecté dans l'eau de boisson et est principalement associé au revêtement de goudron de houille utilisé pour les tuyaux de distribution en fonte brute ou en fonte ductile. Les HAP ont été détectés dans divers aliments contaminés par des HAP transportés par l'air et dans des poissons provenant d'eaux contaminées. Les HAP se forment également sous l'effet de diverses méthodes de préparation des aliments, telles que la cuisson sur charbon de bois, les grillades, le rôtissage, les fritures ou la cuisson au four. La population générale est principalement exposée aux HAP via les aliments et l'air extérieur et intérieur. L'utilisation de feux ouverts pour le chauffage et la cuisson, pratique courante dans les pays en développement, peut accroître l'exposition aux HAP. Lorsque les niveaux de contamination dus au revêtement des tuyaux de distribution avec du goudron de houille sont élevés, l'ingestion de HAP à partir de l'eau de boisson peut égaler ou même excéder l'ingestion par la nourriture.

Valeur guide	<i>Benzo[a]pyrène</i> : 0,0007 mg/l (0,7 µg/l)
Présence	Les niveaux de HAP dans les eaux souterraines non contaminées se situent généralement entre 0 et 5 ng/l ; les concentrations dans les eaux souterraines contaminées peuvent excéder 10 µg/l ; la plage habituelle de concentrations pour la somme de HAP pris en compte dans l'eau de boisson se situe environ entre 1 ng/l et 11 µg/l
Fondement de la détermination de la valeur guide	Valeur guide calculée sur la base d'une étude de cancérogénicité orale sur des souris en utilisant un modèle de mutation naissance-mort à deux étapes qui intègre des profils de doses et temps de mortalité variables ; confirmation de cette valeur par quantification dose-réponse pour des tumeurs, sur la

	base de nouvelles études dans lesquelles la cancérogénicité du benzo[a]pyrène a été examinée après administration orale à des souris, mais dans lesquelles le nombre de groupes de doses était plus faible
Limite de détection	0,01 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM) et CLHP en phase inverse avec détection par fluorescence
Performance du traitement	Une concentration de 0,05 µg/l devrait pouvoir être atteinte par coagulation
Remarques complémentaires	La présence de concentrations significatives de benzo[a]pyrène dans l'eau de boisson en l'absence de concentrations très élevées de fluoranthène indique la présence de particules de goudron de houille qui peuvent provenir d'une dégradation importante des revêtements des tuyaux. L'utilisation de revêtements en goudron de houille et matériaux similaires pour les tuyaux de distribution et les réservoirs de stockage est déconseillée.
Date de l'évaluation	1998
Principale référence	OMS (2003) <i>Polynuclear aromatic hydrocarbons in drinking-water</i>
Motif de l'absence de valeur guide définie	<i>Fluoranthène</i> : Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	1998
Principale référence	OMS (2003) <i>Polynuclear aromatic hydrocarbons in drinking-water</i>

La preuve de la cancérogénicité pour l'homme des mélanges de HAP est principalement fondée sur des études réalisées dans le cadre d'une exposition professionnelle par inhalation et par voie cutanée. Aucune donnée n'est disponible pour l'homme sur l'exposition par voie orale. Peu de données sont disponibles sur la toxicité orale des HAP autres que le benzo[a]pyrène, notamment dans l'eau de boisson. Les potentiels cancérogènes relatifs des différents HAP ont été déterminés par comparaison des données des études relatives à l'exposition cutanée et celles des autres études. Le classement de ces potentiels est cohérent et constitue un indicateur utile sur le potentiel de chaque HAP par rapport au benzo[a]pyrène.

Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 4 µg/l peut être calculée pour le fluoranthène sur la base d'une NOAEL de 125 mg/kg de poids corporel par jour pour une augmentation des taux de glutamate-pyruvate transaminase sérique, des pathologies rénales et hépatiques, et des modifications cliniques et hématologiques, dans une étude de 13 semaines par gavage oral de souris, en appliquant un facteur d'incertitude de 10 000 (100 pour la variation inter- et intra spécifique, 10 pour l'utilisation d'une étude subchronique et en raison de l'inadéquation de la base de données et 10 en raison de la preuve manifeste de co-cancérogénicité avec le benzo[a]pyrène dans des études de badigeonnage sur la peau de souris). Cependant, cette valeur reposant sur des arguments sanitaires est significativement supérieure aux concentrations normalement observées dans l'eau de boisson. Dans des conditions habituelles, la présence de fluoranthène dans l'eau de boisson ne constitue pas un danger pour la santé humaine. C'est pourquoi, la détermination d'une valeur guide formelle pour le fluoranthène n'a pas été jugée nécessaire.

Iode

L'iode est naturellement présent dans l'eau sous forme d'iodure. Des traces d'iode sont produites par oxydation de l'iodure au cours du traitement de l'eau. L'iode est occasionnellement utilisé pour la désinfection de l'eau sur site ou dans des situations d'urgence.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires et l'exposition à l'iode pendant
--	--

	une vie entière suite à la désinfection de l'eau par cette substance est improbable
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Iodine in drinking-water</i>

L'iode est un élément essentiel pour la synthèse des hormones thyroïdiennes. Les estimations des besoins alimentaires pour des humains adultes se situent entre 80 et 150 µg/jour ; de nombreuses parties du monde sont affectées par des carences alimentaires en iode, qui ont des effets nocifs graves sur le développement neurologique. En 1988, le JECFA a fixé une dose journalière tolérable maximale provisoire (DJTMP) pour l'iode à 1 mg/jour (17 µg/kg de poids corporel par jour) pour l'ensemble des sources, en se fondant principalement sur les données relatives aux effets de l'iodure. Cependant, les données récentes d'études avec des rats indiquent que les effets de l'iode dans l'eau de boisson sur les concentrations d'hormones thyroïdiennes dans le sang diffèrent de ceux de l'iodure.

Les données disponibles indiquent donc que la détermination d'une valeur guide pour l'iode sur la base des informations sur les effets de l'iodure est inappropriée, et il existe peu de données sur les effets de l'iode. Comme l'iode n'est pas recommandé pour une désinfection à long terme, une exposition pendant une vie entière à des concentrations d'iode telles que celles qui peuvent résulter de la désinfection de l'eau est improbable. C'est pour ces raisons qu'une valeur guide pour l'iode n'a pas été définie actuellement. Des recommandations sont cependant nécessaires pour l'utilisation de l'iode en tant que désinfectant dans des situations d'urgence et pour les voyageurs.

Isoproturon

L'isoproturon (CAS No. 34123-59-6) est un herbicide systémique sélectif utilisé pour lutter contre les graminées annuelles et les dicotylédones adventices dans les cultures de céréales. Il peut être photodégradé, hydrolysé et biodégradé et il persiste pendant des périodes allant de quelques jours à quelques semaines. Il est mobile dans le sol. Des données montrent que l'exposition à ce composé par la nourriture est faible.

Valeur guide	0,009 mg/l (9 µg/l)
Présence	A été détecté dans les eaux de surface et les eaux souterraines, habituellement à des concentrations inférieures à 0,1 µg/l ; des niveaux supérieurs à 0,1 µg/l ont été occasionnellement détectés dans l'eau de boisson
DJT	3 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL d'environ 3 mg/kg de poids corporel dans une étude de 90 jours avec des chiens et une étude alimentaire de 2 ans avec des rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 en raison de la cancérogénicité non génotoxique chez les rats)
Limite de détection	10 à 100 ng/l par CLHP en phase inverse couplée à une détection UV et électrochimique
Performance du traitement	Une concentration de 0,1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par ozonation
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Isoproturon in drinking-water</i>

L'isoproturon présente une faible toxicité aiguë et une faible toxicité modérée pour des expositions à court et à long terme. Il ne possède pas d'activité génotoxique significative mais il provoque une induction enzymatique marquée et un grossissement du foie. L'isoproturon provoque une augmentation des tumeurs hépatocellulaires chez des rats mâles et femelles, mais ce phénomène n'est apparent qu'à des doses qui provoquent également une toxicité hépatique. L'isoproturon semble être un promoteur de tumeurs plutôt qu'un cancérigène sensu stricto.

Lindane

Le lindane (γ -hexachlorocyclohexane ; γ -HCH) (CAS No. 58-89-9) est utilisé comme insecticide sur les fruits et les légumes cultivés, pour le traitement des semences et en sylviculture. Ce pesticide a également un usage thérapeutique pour l'homme et les animaux. Plusieurs pays ont limité l'usage du lindane. Le lindane peut être dégradé dans le sol et est rarement entraîné dans les eaux souterraines. Dans les eaux de surface, il peut être éliminé par évaporation. La nourriture est la principale source d'exposition pour l'homme, mais cette exposition est en régression. L'exposition au lindane peut également résulter de son utilisation à des fins de santé publique et comme agent de préservation du bois.

Valeur guide	0,002 mg/l (2 μ g/l)
Présence	A été détecté à la fois dans les eaux de surface et les eaux souterraines, habituellement à des concentrations inférieures à 0,1 μ g/l, bien que des concentrations allant jusqu'à 12 μ g/l aient été mesurées dans les cours d'eau contaminés par des eaux usées
DJA	0 à 0,005 mg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 0,47 mg/kg de poids corporel par jour dans une étude de toxicité/cancérogénicité de 2 ans avec des rats chez lesquels ont été observées une incidence accrue d'hypertrophie des hépatocytes périacineux, une augmentation du poids du foie et de la rate et une mortalité accrue à des doses plus élevées, en appliquant un facteur d'incertitude de 100 (pour la variation inter- et intraspécifique)
Limite de détection	0,01 μ g/l par chromatographie en phase gazeuse (CG)
Performance du traitement	Une concentration de 0,1 μ g/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau 1 % de la limite supérieure de la DJA • poids 60 kg pour un adulte • consommation 2 litres/jour
Remarques complémentaires	On notera que les concentrations dans la nourriture sont en constante diminution et un facteur d'attribution de 1 % peut être considéré comme très prudent.
Date de l'évaluation	2003
Principales références	FAO/OMS (2003) <i>Pesticide residues in food—2002 evaluations</i> OMS (2003) <i>Lindane in drinking-water</i>

Des études de toxicité à court et à long terme et de toxicité reproductive avec des rats ont montré que le lindane était toxique pour les reins et pour le foie après administration par voie orale, cutanée ou par inhalation. La toxicité rénale du lindane est spécifique aux rats mâles et n'est pas considérée comme pertinente pour l'évaluation du risque pour l'homme car elle est la conséquence de l'accumulation de α_2 -globuline, une protéine qui est absente chez l'homme. L'hypertrophie des hépatocytes a été observée dans de nombreuses études chez la souris, le rat et le lapin avec une réversion partielle après une période de récupération allant jusqu'à 6 semaines. Le lindane n'induit pas de réponse cancérigène chez les rats ou les chiens, mais entraîne une augmentation de l'incidence des adénomes et des carcinomes du foie chez des

souris agouti et pseudo-agouti mais pas chez des souris Black ni toutes les autres souches de souris, dans une étude du rôle du contexte génétique sur la latence et l'incidence de la tumorigénèse. Le JMPR a conclu qu'il n'y avait pas de preuve de génotoxicité. En l'absence de génotoxicité et sur la base de la tendance des données disponibles à partir des études de cancérogénicité, le JMPR a conclu que le lindane ne présentait vraisemblablement pas de risque de cancérogénicité pour l'homme. De plus, dans une étude épidémiologique conçue pour évaluer l'association potentielle entre le cancer du sein et l'exposition aux pesticides chlorés, aucune corrélation avec le lindane n'a été trouvée.

Malathion

Le malathion (CAS No. 121-75-5) est fréquemment utilisé pour lutter contre les moustiques et divers insectes qui attaquent les fruits, les légumes, les plantes et les arbustes utilisés en architecture paysagère. Il peut également être présent dans d'autres pesticides utilisés à l'intérieur des bâtiments et dans la lutte contre les tiques et les insectes sur les animaux domestiques et contre les poux sur la tête et le corps de l'homme. Dans les conditions les moins favorables (pH bas et faible teneur en matière organique), le malathion peut persister dans l'eau avec une demi-vie de quelques mois à quelques années. Cependant, dans la majorité des cas, la demi-vie est d'environ 7 à 14 jours. Le malathion a été détecté dans des eaux de surface et dans l'eau de boisson à des concentrations inférieures à 2 µg/l.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2003
Principales références	FAO/OMS (1998) <i>Pesticide residues in food—1997 evaluations</i> OMS (2003) <i>Malathion in drinking-water</i>

Le malathion inhibe l'activité cholinestérase chez la souris, le rat et des volontaires humains. Il augmente l'incidence des adénomes hépatiques chez la souris lorsqu'il est administré dans la nourriture. La plupart des données indiquent que le malathion n'est pas génotoxique bien que certaines études montrent qu'il peut provoquer des aberrations chromosomiques et des échanges entre chromatides sœurs *in vitro*. Le JMPR a conclu que le malathion n'était pas génotoxique.

Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 0,9 mg/l peut être calculée pour le malathion sur la base de l'attribution de 10 % de la limite supérieure de la DJA du JMPR à l'eau de boisson, la DJA étant elle-même basée sur une NOAEL de 29 mg/kg de poids corporel par jour dans une étude de toxicité et de cancérogénicité de 2 ans réalisée avec des rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 100 pour la variation inter- et intraspécifique, et étayée par une NOAEL de 25 mg/kg de poids corporel par jour dans une étude de toxicité du développement chez des lapins. Cependant, l'ingestion de malathion à partir de toutes les autres sources est généralement faible et nettement inférieure à la limite supérieure de la DJA. Comme ce produit chimique est présent dans l'eau de boisson à des concentrations nettement inférieures à la valeur reposant sur des arguments sanitaires, la présence de malathion dans l'eau de boisson dans des conditions habituelles ne devrait pas constituer un danger pour la santé humaine. Dès lors, la détermination d'une valeur guide formelle pour le malathion dans l'eau de boisson n'a pas été jugée nécessaire.

Manganèse

Le manganèse est un des métaux les plus abondants dans la croûte terrestre, habituellement présent avec le fer. Le manganèse est principalement utilisé dans la production d'alliages de fer et d'acier, comme oxydant pour le nettoyage, le blanchiment et la désinfection (sous forme de permanganate de potassium) et comme ingrédient dans divers produits. Plus récemment, il a été utilisé dans un composé organique, le méthylcyclopentadiényle tricarbonyle de manganèse, ou MMT, pour augmenter le degré d'octane dans

l'essence en Amérique du nord. Les sables manganifères (« sables verts ») sont utilisés à certains endroits pour le traitement de l'eau potable. Le manganèse est présent naturellement dans de nombreuses eaux de surface et eaux souterraines, en particulier dans des conditions anaérobies ou de faible oxydation, et c'est la principale source de manganèse pour l'eau de boisson. Le manganèse est présent naturellement dans de nombreux produits alimentaires et la nourriture est habituellement la source d'exposition la plus importante.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Non préoccupant pour la santé à des concentrations entraînant normalement des problèmes d'acceptabilité de l'eau de boisson. Cependant, dans certaines circonstances, le manganèse peut rester en solution à des concentrations plus élevées dans certaines eaux acides ou en anaérobiose, en particulier des eaux souterraines.
Remarques complémentaires	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson
Date de l'évaluation	2003, révision en 2011
Principales références	IPCS (1999) <i>Manganese and its compounds</i> OMS (2011) <i>Manganese in drinking-water</i>

Le manganèse est un élément essentiel pour l'homme et les animaux. Plusieurs études épidémiologiques ont indiqué un lien entre le manganèse soluble et des effets négatifs sur l'apprentissage chez les enfants. Ces observations restent à confirmer et le lien de causalité reste à démontrer. Les données d'études expérimentales menées avec des animaux, en particulier des rongeurs, ne sont pas appropriées pour l'évaluation du risque chez l'homme car les besoins physiologiques en manganèse varient d'une espèce à l'autre. En outre, les rongeurs présentent un intérêt limité pour l'évaluation des effets comportementaux, car les effets neurologiques (par exemple, tremblements, troubles de la locomotion) observés chez les primates sont souvent précédés ou accompagnés de symptômes psychologiques (par exemple, irritabilité, labilité émotionnelle), qui ne se manifestent pas chez les rongeurs. La seule étude réalisée avec des primates est peu utile dans une évaluation quantitative du risque car elle ne comporte qu'un seul groupe exposé et peu d'animaux ; de plus, le contenu en manganèse du régime alimentaire de base n'est pas précisé.

Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 0,4 mg/l peut être déterminée pour le manganèse en se fondant sur la valeur supérieure d'une dose journalière de manganèse de 11 mg, identifiée par des enquêtes alimentaires, dose à laquelle aucun effet nocif n'a été observé, en appliquant un facteur d'incertitude de 3 pour prendre en compte l'éventualité d'une augmentation de la biodisponibilité du manganèse ingéré à partir de l'eau, en attribuant 20 % de la DJT à l'eau de boisson et en admettant une consommation de 2 litres d'eau par jour pour un adulte de 60 kg. Comme cette valeur reposant sur des arguments sanitaires est nettement supérieure aux concentrations de manganèse entraînant normalement des problèmes d'acceptabilité de l'eau de boisson (voir le Chapitre 10), la détermination d'une valeur guide formelle n'a pas été jugée nécessaire. Dès lors, les aspects esthétiques et sanitaires doivent être pris en compte pour fixer des normes et réglementations nationales et pour confirmer l'acceptabilité de l'eau de boisson. Dans certaines circonstances, le manganèse peut rester en solution à des concentrations plus élevées dans certaines eaux acides ou en anaérobiose, en particulier des eaux souterraines.

Matières solides totales dissoutes

Les matières solides totales dissoutes (TDS) comprennent des sels inorganiques (principalement calcium, magnésium, potassium, sodium, bicarbonates, chlorures et sulfates) et de petites quantités de matières organiques qui sont dissoutes dans l'eau. Les TDS présentes dans l'eau de boisson proviennent de sources naturelles, d'eaux d'égouts, de ruissellements urbains et d'eaux usées industrielles. Les sels de déneigement utilisés sur les routes dans certains pays peuvent également contribuer au contenu en TDS dans l'eau de boisson. Les concentrations de TDS dans l'eau varient considérablement selon les régions géologiques en raison des différences de solubilité des minéraux.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Non préoccupantes pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson
Remarques complémentaires	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Total dissolved solids in drinking-water</i>

On ne dispose pas de données fiables sur les possibles effets sanitaires de l'ingestion de TDS dans l'eau de boisson et aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'est proposée. Cependant, il peut arriver que des consommateurs se plaignent de la présence de niveaux élevés de TDS dans l'eau de boisson (voir le Chapitre 10).

MCPA

Le MCPA est un herbicide à base d'acide phénoxyacétique présent sous diverses formulations : sous forme d'acide libre (CAS No. 94-74-6), de sel de diméthylamine (CAS No. 2039-46-5), de sel de sodium (CAS No. 3653-48-3) et d'ester de 2-éthylhexyle (CAS No. 29450-45-1). C'est un herbicide de post-levée largement utilisé contre les dicotylédones adventices en agriculture et en horticulture et dans les prairies et les pelouses. Toutes les formes de MCPA se dissocient dans l'eau en la forme acide (anion). Le MCPA est très soluble dans l'eau. La dégradation biologique est un processus important dans la détermination du devenir du MCPA dans l'environnement. Les chlorophénols et les chlorocrésols sont des métabolites que l'on peut trouver dans le sol ; leur présence dans l'eau peut lui donner un goût inacceptable. Les eaux de surface peuvent être contaminées par dérive de pulvérisations et écoulement tandis que les eaux souterraines

peuvent être contaminées par lixiviation à partir du sol. L'exposition à partir de la nourriture est vraisemblablement faible.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson ou des sources d'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Valeur reposant sur des arguments sanitaires*	0,7 mg/l
Valeur aiguë reposant sur des arguments sanitaires**	20 mg/l
Présence	Concentrations dans les eaux de surface habituellement inférieures à 1 µg/l ; concentrations dans l'eau de boisson habituellement inférieures à 0,1 µg/l
DJA	0 à 0,1 mg/kg de poids corporel pour l'ion MCPA, sur la base d'une NOAEL globale de 12 mg/kg de poids corporel par jour pour des modifications de paramètres biochimiques indicateurs d'effets sur les reins dans quatre études subchroniques avec des rats et en appliquant un facteur de sécurité de 100 DJA définie pour la somme du MCPA, de ses sels et de ses esters, exprimée en équivalents d'acide MCPA
DRfA	0,6 mg/kg de poids corporel pour l'ion MCPA, sur la base d'une NOAEL globale de 60 mg/kg de poids corporel pour la toxicité maternelle et du développement chez des rats et en appliquant un facteur de sécurité de 100 DRfA définie pour la somme du MCPA, de ses sels et de ses esters, exprimée en équivalents d'acide MCPA
Limite de détection	0,8 µg/l par chromatographie liquide haute performance avec détecteur UV à barrette de photodiodes ; 0,09 µg/l par dérivation et chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD) ; limite de quantification de 0,0005 µg/l par chromatographie liquide associée à la spectrométrie de masse en tandem (CL-SM/SM)
Performance du traitement	Traitement conventionnel inefficace ; l'adsorption sur charbon actif et/ou l'ozonation et des procédés d'oxydation avancés (par exemple, UV avec peroxyde d'hydrogène) sont efficaces ; les procédés de filtration sur membrane (par exemple, osmose inverse) peuvent être efficaces
Détermination de la valeur reposant sur des arguments sanitaires	
<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau • poids • consommation 	<p>20 % de la limite supérieure de la DJA non arrondie (0,12 mg/kg pc)</p> <p>60 kg pour un adulte</p> <p>2 l/jour</p>
Détermination de la valeur aiguë reposant sur des arguments sanitaires	
<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau • poids • consommation 	<p>100 % de la DRfA</p> <p>60 kg pour un adulte</p> <p>2 l/jour</p>
Remarques complémentaires	Le facteur d'attribution par défaut de 20 % a été utilisé pour tenir compte du fait que les données disponibles d'exposition par la nourriture, indiquant que l'exposition par cette voie est faible, n'incluent généralement pas d'informations provenant de pays en développement où l'exposition par cette voie peut être plus importante.
	Des recommandations sur l'interprétation de la valeur reposant sur des arguments sanitaires et l'opportunité d'un suivi figurent dans la section 8.5.3.

Date de l'évaluation	2016
Principales références	OMS (2013). <i>Pesticide residues in food – 2012 evaluations</i> OMS (2016). <i>MCPA in drinking-water</i>

* Quand une valeur guide formelle n'est pas définie, une « valeur reposant sur des arguments sanitaires » peut être déterminée afin de proposer une recommandation aux États Membres quand une préoccupation locale est justifiée. La définition d'une valeur guide formelle pour de telles substances peut encourager des États Membres à incorporer une valeur dans leurs normes nationales alors que ce n'est pas nécessaire.

** Pour plus d'informations sur les valeurs aiguës reposant sur des arguments sanitaires, voir la section 8.7.5.

Les organes cibles de l'ion MCPA sont les reins, le foie et le sang. Le MCPA n'est pas cancérigène pour les souris ni pour les rats et l'ion MCPA ne présente pas de potentiel génotoxique. Des études sur plusieurs générations de rats n'apportent pas de preuve de toxicité reproductive à la dose la plus élevée testée. L'ion MCPA n'est pas tératogène pour les rats ni les lapins.

Mécoprop

Les demi-vies pour la dégradation des herbicides chlorophénoxy, notamment le mécoprop (CAS No. 93-65-2; 7085-19-0 mélange racémique), également appelé acide 2(2-méthyl-chlorophénoxy)propionique ou MCPP, dans l'environnement sont de l'ordre de plusieurs jours. Les herbicides chlorophénoxy ne sont pas souvent détectés dans la nourriture.

Valeur guide	0,01 mg/l (10 µg/l)
Présence	Les herbicides chlorophénoxy sont rarement détectés dans l'eau de boisson ; lorsqu'ils le sont, les concentrations ne sont habituellement pas supérieures à quelques microgrammes par litre
DJT	3,33 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 1 mg/kg de poids corporel pour des effets sur le poids des reins dans des études de 1 et 2 ans avec des rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 300 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 3 en raison des limitations de la banque de données)
Limite de détection	0,01 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM) ; 0,01 à 0,02 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD)
Performance du traitement	Une concentration de 0,1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG) ou ozonation
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water</i>

Les herbicides chlorophénoxy, en tant que groupe, ont été classés par le CIRC dans le Groupe 2B (agents pouvant être cancérigènes pour l'homme). Cependant, les données disponibles dans les études portant sur des populations exposées et des animaux de laboratoire ne permettent pas d'évaluer le potentiel cancérigène pour l'homme spécifique à chaque herbicide chlorophénoxy. Dès lors, les directives pour l'eau de boisson relatives à ces composés sont fondées sur une approche à seuil pour d'autres effets toxiques. Les effets d'une administration alimentaire de mécoprop dans des études à court et à long terme comprennent une diminution

du poids relatif des reins (rats et chiens), une augmentation du poids relatif du foie (rats), des effets sur les paramètres sanguins (rats et chiens) et une réduction du gain de poids corporel (chiens).

Mercure

Le mercure est utilisé dans la production électrolytique de chlore, dans des appareils électriques, dans les amalgames dentaires et comme matériau de départ de nombreux composés de mercure. On a montré que la méthylation du mercure inorganique avait lieu dans l'eau douce et dans l'eau de mer, bien que la quasi-totalité du mercure présent dans l'eau de boisson non contaminée soit probablement sous la forme Hg^{2+} . Il existe donc vraisemblablement peu de risques directs d'ingérer des composés de mercure organique, en particulier des composés alkyl-mercuriques en buvant de l'eau de boisson. Cependant, il est possible que le méthylmercure soit converti en mercure inorganique. La nourriture est la principale source de mercure pour les populations non exposées dans le cadre professionnel ; l'ingestion alimentaire moyenne de mercure dans de nombreux pays varie de 2 à 20 μg /jour par personne.

Valeur guide	0,006 mg/l (6 μg /l) pour le mercure inorganique
Présence	Le mercure est présent sous forme inorganique dans les eaux de surface et les eaux souterraines à des concentrations habituellement inférieures à 0,5 μg /l, bien que des dépôts minéraux locaux puissent induire des niveaux plus élevés dans les eaux souterraines
DJT	2 μg /kg de poids corporel pour le mercure inorganique, sur la base d'une NOAEL de 0,23 mg/kg de poids corporel par jour pour des effets sur les reins dans une étude de 26 semaines réalisée avec des rats et en appliquant un facteur d'incertitude de 100 (pour la variation inter- et intraspécifique) après ajustement de la dose quotidienne
Limite de détection	0,05 μg /l par spectrométrie d'absorption atomique (SAA) en vapeur froide ; 0,6 μg /l par SAA à plasma à couplage inductif ; 5 μg /l par spectrométrie d'absorption atomique de flamme (FAAS)
Performance du traitement	Une concentration inférieure à 1 μg /l devrait pouvoir être atteinte par traitement des eaux brutes qui ne sont pas fortement contaminées par le mercure en utilisant des procédés incluant la coagulation/sédimentation/filtration, l'utilisation de charbon actif en poudre (CAP) et l'échange d'ions.
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Remarques complémentaires	Une DJT similaire peut être obtenue en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (un facteur d'incertitude supplémentaire de 10 pour la conversion d'une LOAEL en une NOAEL) à la LOAEL de 1,9 mg/kg de poids corporel par jour pour des effets rénaux dans une étude du National Toxicology Program (NTP) des États-Unis d'Amérique de 2 ans avec des rats. La valeur guide actuelle concerne le mercure inorganique qui est la forme rencontrée dans l'eau de boisson tandis que la valeur guide antérieure s'appliquait au mercure total (organique et inorganique).
Date de l'évaluation	2004
Principales références	IPCS (2003) <i>Elemental mercury and inorganic mercury compounds</i> OMS (2005) <i>Mercury in drinking-water</i>

Les effets toxiques des composés de mercure inorganique sont principalement observés au niveau des reins, à la fois chez l'homme et chez les animaux de laboratoire après une exposition à court terme et à long terme. Chez le rat, les effets sont notamment une augmentation des poids absolu et relatif des reins, une

nécrose tubulaire, une protéinurie et une hypoalbuminémie. Chez l'homme l'empoisonnement aigu par voie orale entraîne principalement une gastrite hémorragique et une colite ; le rein est l'organe qui subit le plus de dommages. La tendance des données disponibles indique que le chlorure de mercure(II) a la capacité d'accroître l'incidence de certaines tumeurs bénignes en des sites où le dommage tissulaire est apparent et qu'il possède une faible activité génotoxique mais ne provoque pas de mutations ponctuelles.

Méthoxychlore

Le méthoxychlore (CAS No. 72-43-5) est un insecticide utilisé sur les légumes, les fruits, les arbres, le fourrage et les animaux d'élevage. Il est peu soluble dans l'eau et fortement immobile dans la plupart des sols agricoles. Dans des conditions d'utilisation normales, le méthoxychlore ne semble pas être préoccupant pour l'environnement. L'ingestion journalière à partir de la nourriture et de l'air est vraisemblablement inférieure à 1 µg par personne. Dans l'environnement, des métabolites sont formés préférentiellement dans des conditions anaérobies plutôt qu'aérobies et comprennent principalement des produits déchlorés et déméthylés. Il se peut que le composé parent et ses métabolites s'accumulent dans les sédiments des eaux de surface.

Valeur guide	0,02 mg/l (20 µg/l)
Présence	Détecté occasionnellement dans l'eau de boisson à des concentrations allant jusqu'à 300 µg/l dans les zones rurales
DJT	5 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL systémique de 5 mg/kg de poids corporel dans une étude tératologique avec des lapins, en appliquant un facteur d'incertitude 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour tenir compte de l'incertitude concernant l'existence d'un seuil de cancérogénicité et des limitations de la base de données)
Limite de détection	0,001 à 0,01 µg/l par chromatographie en phase gazeuse (CG)
Performance du traitement	Une concentration de 0,1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2004) <i>Methoxychlor in drinking-water</i>

Le potentiel génotoxique du méthoxychlore semble être négligeable. En 1979, le CIRC a placé le méthoxychlore dans le Groupe 3. Selon des données ultérieures, le méthoxychlore pourrait avoir un potentiel cancérogène au niveau du foie et des testicules chez des souris. Cela peut résulter de l'activité hormonale de type pro-œstrogène des métabolites de méthoxychlore chez les mammifères et l'existence d'un seuil n'est dès lors pas impossible. Cependant, l'étude était inadéquate car une seule dose a été utilisée et celle-ci était possiblement supérieure à la dose maximale tolérable. La base de données relative aux études à long terme, à court terme, et de toxicité reproductive est inappropriée. Une étude tératologique avec des lapins indique une NOAEL systémique de 5 mg/kg de poids corporel par jour, qui est inférieure aux LOAEL et NOAEL d'autres études. Cette NOAEL a donc été choisie pour la détermination d'une DJT.

Méthylparathion

Le méthylparathion (CAS No. 298-00-0) est un insecticide et un acaricide non systémique produit dans le monde entier et dont l'utilisation a été autorisée pour de nombreuses cultures, en particulier le coton. Dans l'environnement, il se trouve essentiellement dans l'air et dans le sol. Il est pratiquement immobile dans le sol et ni le composé parent ni ses produits de dégradation n'atteindront les eaux souterraines. Dans l'environnement, la voie de dégradation du méthylparathion de loin la plus importante est la dégradation microbienne. Les demi-vies du méthylparathion dans l'eau sont de l'ordre de quelques semaines à quelques mois. Les concentrations de méthylparathion dans les eaux naturelles des zones agricoles aux États-Unis vont jusqu'à 0,46 µg/l, les niveaux les plus élevés étant enregistrés en été. La population générale peut être en contact avec le méthylparathion par l'air, l'eau ou la nourriture.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2003
Principales références	FAO/OMS (1996) <i>Pesticide residues in food—1995 evaluations</i> . IPCS (1992) <i>Methyl parathion</i> OMS (2004) <i>Methyl parathion in drinking-water</i>

Une NOAEL de 0,3 mg/kg de poids corporel par jour a été déterminée à partir des résultats combinés de plusieurs études chez l'homme en se fondant sur la réduction de l'activité des cholinestérases plasmatique et érythrocytaire. Le méthylparathion réduit les activités de type cholinestérase dans des études à long terme avec des souris et des rats, mais n'induit pas d'effets cancérogènes. Le méthylparathion est mutagène pour les bactéries mais il n'existe pas de preuve de génotoxicité dans un ensemble limité d'études réalisées avec des mammifères.

Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 9 µg/l peut être calculée pour le méthylparathion sur la base d'une DJA de 0 à 0,003 mg/kg de poids corporel, elle-même basée sur une NOAEL de 0,25 mg/kg de poids corporel par jour, dans une étude de 2 ans avec des rats en se fondant sur la dégénérescence rétinienne, la démyélinisation du nerf sciatique, la réduction du poids corporel, une anémie et la réduction de l'activité de l'acétylcholinestérase cérébrale, en appliquant un facteur d'incertitude de 100 pour la variation inter- et intraspécifique. Comme plusieurs critères toxicologiques autres que l'inhibition de l'acétylcholinestérase avaient été observés dans les études portant sur des animaux de laboratoire, on a estimé plus approprié d'utiliser ces données plutôt que la NOAEL fondée sur l'inhibition de la cholinestérase chez l'homme.

L'ingestion de méthylparathion à partir de l'ensemble des sources est généralement faible et nettement inférieure à la limite supérieure de la DJA. Comme la valeur reposant sur des arguments sanitaires est beaucoup plus élevée que les concentrations de méthylparathion susceptibles d'être détectées dans l'eau de boisson, la présence de méthylparathion dans l'eau de boisson, dans des conditions habituelles, ne constituera vraisemblablement pas un danger pour la santé humaine. C'est pourquoi la définition d'une valeur guide formelle pour le méthylparathion n'a pas été jugée nécessaire.

Méthyl-tert-butyl éther

Le méthyl-tert-butyl éther, ou MTBE, est principalement utilisé comme additif dans l'essence. Les eaux de surface peuvent être contaminées par des déversements d'essence ; cependant, du fait de la volatilité élevée du MTBE, la plus grande partie est perdue par évaporation. Des rejets et des fuites de réservoirs de stockage peuvent créer des problèmes plus graves dans les eaux souterraines, dans lesquelles la persistance du MTBE est plus élevée. Le MTBE a été détecté dans des eaux souterraines et dans l'eau de boisson à des concentrations de l'ordre du nanogramme au microgramme par litre.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Toute valeur guide qui pourrait être déterminée serait nettement supérieure aux concentrations auxquelles le MTBE est détectable par son odeur
Date de l'évaluation	2004
Principales références	IPCS (1998) <i>Methyl tertiary-butyl ether</i> OMS (2005) <i>Methyl tertiary-butyl ether (MTBE) in drinking-water</i>

Aucune étude sur le cancer humain n'a été publiée que ce soit pour la population générale ou des cohortes de personnes exposées dans le cadre professionnel. Un certain nombre d'études dont les résultats sont mitigés se rapportent aux effets neurologiques et cliniques chez l'homme liés à l'exposition au MTBE par inhalation. En général, aucun changement significatif n'a été constaté aux niveaux de MTBE normalement observés, même dans des micro-environnements tels que des stations-service.

La tendance des données indique que le MTBE n'est pas génotoxique. Un grand nombre d'études in vitro et in vivo sur des mammifères et des non-mammifères ont été effectuées pour évaluer la mutagénicité du MTBE, et la plupart d'entre elles ont donné des résultats négatifs. Ces résultats indiquent que le mécanisme d'action du MTBE est vraisemblablement non génotoxique, bien qu'aucun mécanisme ne permette d'expliquer tous les effets observés.

Il a été conclu que le MTBE pouvait être considéré comme un cancérigène pour les rongeurs mais qu'il n'était pas génotoxique et que la réponse cancérigène n'était manifeste qu'à des niveaux d'exposition très élevés qui induisent également d'autres effets nocifs. Les données disponibles sont donc considérées comme non concluantes, ce qui empêche leur utilisation pour l'évaluation du risque cancérigène pour l'homme. Une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'a pas été déterminée pour le MTBE car toute valeur guide qui pourrait être déterminée serait nettement supérieure aux concentrations auxquelles le MTBE est détectable par son odeur (15 µg/l est le niveau le plus faible déclenchant une réponse dans une étude avec des participants sensibles au goût et à l'odeur).

Métolachlore

Le métolachlore (CAS No. 51218-45-2) est un herbicide sélectif de pré-levée utilisé dans un certain nombre de cultures. Il peut être éliminé du sol par biodégradation, photodégradation et volatilisation. Il est assez mobile et, dans certaines conditions, il peut contaminer les eaux souterraines, mais il est le plus souvent détecté dans les eaux de surface.

Valeur guide	0,01 mg/l (10 µg/l)
Présence	Détecté dans les eaux de surface et les eaux souterraines à des concentrations qui peuvent excéder 10 µg/l
DJT	3,5 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 3,5 mg/kg de poids corporel pour une diminution apparente du poids des reins aux deux niveaux de dose les plus élevés dans une étude de 1 an avec des chiens, en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour tenir compte d'un certain risque de cancérigénicité)
Limite de détection	0,75 à 0,01 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur azote-phosphore
Performance du traitement	Une concentration de 0,1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte

• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Metolachlor in drinking-water</i>

Dans une étude d'un an avec des chiens, l'administration de métolachlore a entraîné une diminution du poids des reins aux deux doses les plus élevées. Dans des études de 2 ans avec des rongeurs nourris avec des aliments contenant du métolachlore, les seuls effets toxicologiques observés chez des souris étaient une réduction du gain de poids corporel et une diminution de la survie de femelles au niveau de dose le plus élevé, tandis que les rats présentaient une diminution du gain de poids corporel et de la consommation de nourriture au niveau de dose le plus élevé. Les études disponibles n'indiquent pas que le métolachlore est cancérigène pour les souris. Chez les rats, une augmentation de tumeurs hépatiques chez les femelles ainsi que quelques tumeurs nasales chez les mâles ont été observées. Le métolachlore n'est pas génotoxique.

Molinate

Le molinate (CAS No. 2212-67-1) est un herbicide utilisé pour lutter contre les graminées et les dicotylédones adventices dans les cultures de riz. Les données disponibles suggèrent que la pollution des eaux souterraines par le molinate est limitée aux régions rizicoles. Les données sur la présence de molinate dans l'environnement sont limitées. La persistance du molinate dans l'eau et le sol est faible, avec une demi-vie d'environ 5 jours.

Valeur guide	0,006 mg/l (6 µg/l)
Présence	Les concentrations dans l'eau excèdent rarement 1 µg/l
DJT	2 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL pour une toxicité reproductive chez le rat de 0,2 mg/kg de poids corporel, en appliquant un facteur d'incertitude de 100 (pour la variation inter- et intraspécifique)
Limite de détection	0,01 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM)
Performance du traitement	Une concentration de 0,001 mg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Molinate in drinking-water</i>

Sur la base des informations limitées disponibles, le molinate ne semble pas être cancérigène ni mutagène pour les animaux de laboratoire. Selon les données, l'altération de la capacité de reproduction chez le rat mâle est l'indicateur le plus sensible de l'exposition au molinate. Cependant, les données épidémiologiques collectées auprès de personnes travaillant à la production de molinate ne révèlent pas d'effet sur la fertilité humaine.

Molybdène

Le molybdène est naturellement présent dans le sol et est utilisé dans la fabrication d'aciers spéciaux et dans la production de tungstène et de pigments ; les composés de molybdène sont utilisés comme additifs dans les lubrifiants et en agriculture pour éviter une carence en molybdène. Les concentrations dans l'eau de boisson sont habituellement inférieures à 0,01 mg/l, bien que des concentrations allant jusqu'à 200 µg/l aient été signalées à proximité de sites miniers.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	1993, révision en 2011
Principale référence	OMS (2011) <i>Molybdenum in drinking-water</i>

Le molybdène est considéré comme un élément essentiel, les besoins quotidiens d'un adulte étant estimés à 0,1–0,3 mg.

Comme le molybdène est présent en très faibles concentrations dans l'eau de boisson, la détermination d'une valeur guide formelle n'a pas été jugée nécessaire. Une valeur reposant sur des arguments sanitaires peut être déterminée afin de disposer d'une recommandation.

Dans une étude de 2 ans avec des personnes exposées via l'eau de boisson, une NOAEL de 0,2 mg/l a été déterminée, mais des questions se posent quant à la qualité de cette étude. Comme le molybdène est un élément essentiel, un facteur 3 est considéré comme approprié pour refléter la variation intraspécifique. La valeur reposant sur des arguments sanitaires s'établit donc à 0,07 mg/l (valeur arrondie), qui est du même ordre que la valeur déterminée sur la base d'études toxicologiques avec des animaux de laboratoire et est cohérente avec les besoins quotidiens essentiels en molybdène.

Monochlorobenzène

Les rejets de monochlorobenzène (MCB) dans l'environnement sont principalement dus aux pertes par volatilisation associées à son utilisation comme solvant dans des formulations de pesticides et comme agent de dégraissage et aux pertes liées à d'autres applications industrielles. Le MCB a été détecté dans des eaux de surface, des eaux souterraines et l'eau de boisson ; les concentrations moyennes étaient inférieures à 1 µg/l dans certaines sources d'eau potable (maximum 5 µg/l) au Canada. La principale source d'exposition humaine est probablement l'air.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques. Par ailleurs, une valeur reposant sur des arguments sanitaires devrait être largement supérieure aux seuils les plus bas détectables par le goût et par l'odeur signalés
Date de l'évaluation	2003
Principale référence	OMS (2004) <i>Monochlorobenzene in drinking-water</i>

Le MCB présente une faible toxicité aiguë. L'exposition orale à des doses élevées de MCB induit principalement des effets sur le foie, les reins et le système hématopoïétique. Les données limitées disponibles indiquent que le MCB est cancérigène pour des rats mâles, l'incidence de nodules néoplasiques dans le foie augmentant à des doses élevées. La majorité des données indique que le MCB n'est pas mutagène ; bien qu'il se lie à l'ADN in vivo, le degré de liaison est faible.

Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 300 µg/l peut être calculée pour le MCB sur la base d'une DJT de 85,7 µg/kg de poids corporel, en se fondant sur l'apparition de nodules néoplasiques identifiés dans une étude par gavage de 2 ans avec des rats, et en tenant compte de la limitation des données sur sa cancérogénicité. Cependant, comme le MCB est présent à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques, la détermination d'une valeur guide formelle n'a pas été jugée nécessaire. On notera que la valeur reposant sur des arguments sanitaires excède considérablement le seuil de détection par le goût et l'odeur le plus faible signalé pour le MCB dans l'eau.

MX

MX, qui est le nom courant de la 3-chloro-4-dichlorométhyl-5-hydroxy-2(5H)-furanone, est formé par la réaction du chlore complexé avec des matières organiques dans l'eau de boisson. Il a été identifié dans des solutions d'acides humiques chlorées en Finlande, au Royaume-Uni et aux États-Unis et sa présence a été détectée dans 37 sources d'eau à des niveaux allant de 2 à 67 ng/l. Cinq échantillons d'eau de boisson provenant de différentes villes japonaises contenaient du MX à des concentrations allant de moins de 3 à 9 ng/l.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2003
Principales références	IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> OMS (2003) <i>MX in drinking-water</i>

Le MX est un mutagène puissant pour les bactéries et des cellules in vitro et il a fait l'objet d'une étude sur la vie entière de rats chez lesquels certaines réponses tumorigènes ont été observées. Ces données indiquent que le MX induit des tumeurs de la thyroïde et du canal biliaire. Le CIRC a classé le MX dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérogène pour l'homme) sur la base de la tumorigénicité chez les rats et de sa forte mutagénicité.

Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 1,8 µg/l peut être calculée pour le MX sur la base de l'augmentation de cholangiomes et de cholangiocarcinomes chez des rats femelles en utilisant le modèle multi-étapes linéarisé (sans facteur de correction pour tenir compte de la surface corporelle). Cependant, cette valeur est significativement plus élevée que les concentrations détectables dans l'eau de boisson et, compte tenu des difficultés de mesure de ce composé à des concentrations aussi faibles, il n'a pas été jugé nécessaire de proposer une valeur guide formelle pour le MX dans l'eau de boisson.

Nickel

Le nickel est principalement utilisé dans la production d'acier inoxydable et d'alliages de nickel. La nourriture est la principale source d'exposition au nickel pour les non-fumeurs et pour les personnes non exposées dans le cadre professionnel ; l'eau est généralement un contributeur mineur à l'ingestion orale quotidienne totale. Cependant, la contribution de l'eau à l'exposition au nickel peut être significative lorsque, par exemple, le niveau de pollution est élevé, le nickel naturellement présent dans les eaux souterraines de certaines régions est mobilisé, certains types de récipients sont utilisés, des matériaux non résistants entrent dans la construction des puits, l'eau entre en contact avec des robinets plaqués de nickel ou de chrome.

Valeur guide	0,07 mg/l (70 µg/l)
Présence	La concentration dans l'eau de boisson est normalement inférieure à 0,02 mg/l, bien que la contribution de la libération de nickel à partir de robinets et d'accessoires puisse atteindre 1 mg/l; dans des cas particuliers où il y a

	libération à partir de dépôts naturels ou industriels dans le sol, les concentrations dans l'eau de boisson peuvent être plus élevées.
DJT	12 µg/kg de poids corporel, déterminée à partir d'une LOAEL définie à partir d'un test de provocation orale avec des patients à jeun
Limite de détection	0,1 µg/l par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) ; 0,5 µg/l par spectrométrie d'absorption atomique de flamme (FAAS) ; 10 µg/l par spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif (ICP-AES)
Performance du traitement	Une concentration de 20 µg/l devrait pouvoir être atteinte par un traitement conventionnel (la coagulation, par exemple). Lorsque le nickel naturellement présent est mobilisé dans les eaux souterraines, il peut être éliminé par échange d'ions ou adsorption. Lorsque le nickel est libéré à partir d'alliages en contact avec l'eau de boisson ou à partir de robinets plaqués de nickel ou de chrome, la concentration de nickel peut être limitée en respectant les spécifications relatives aux matériaux en contact avec l'eau de boisson et en faisant couler l'eau au robinet avant de l'utiliser.
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	20 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Remarques complémentaires	<p>Bien que la valeur guide soit proche de la LOAEL aiguë, la LOAEL est basée sur une exposition uniquement due à l'eau de boisson, et l'absorption à partir de l'eau de boisson chez une personne à jeun est 10 à 40 fois supérieure à l'absorption à partir de la nourriture. Le fait de baser la quantité totale ingérée acceptable sur un test de provocation orale chez des patients à jeun, ayant l'estomac vide, peut être considéré comme un scénario du pire des cas.</p> <p>Une valeur de toxicité générale de 130 µg/l pourrait être déterminée sur la base d'une étude correctement menée sur deux générations de rats. Cependant cette valeur peut ne pas être suffisamment prudente pour des individus sensibilisés au nickel chez lesquels un test de provocation orale avec une dose suffisamment élevée s'est avéré déclencheur d'une réaction eczémateuse.</p>
Date de l'évaluation	2004
Principale référence	OMS (2005) <i>Nickel in drinking-water</i>

Le CIRC a conclu que les composés de nickel inhalés sont cancérigènes pour l'homme (Groupe 1) et que le nickel métallique peut être cancérigène (Groupe 2B). Cependant, on manque de données sur le risque cancérigène dû à une exposition orale au nickel. Dans une étude de reproduction correctement menée sur deux générations de rats auxquels le nickel était administré par gavage, une NOEL a été clairement observée chez des rats adultes et leur descendance pour tous les critères étudiés, notamment l'intégrité et la capacité de reproduction des mâles et des femelles, la croissance et le développement de la descendance et la létalité post-implantation et périnatale. L'effet du nickel le plus fréquemment observé dans la population générale est une dermatite allergique de contact.

Nitrate et nitrite¹

L'ion nitrate (NO₃⁻) est naturellement présent dans l'environnement et est un nutriment important pour les plantes. Il est présent en concentrations variables dans toutes les plantes et est un des maillons du cycle de l'azote. L'ion nitrite (NO₂⁻) n'est habituellement pas détecté en concentrations significatives excepté dans

¹ Comme les nitrates et les nitrites sont des produits chimiques constituant une préoccupation significative dans certaines eaux naturelles, la fiche technique sur les nitrates et les nitrites a été complétée.

des environnements réducteurs, car le nitrate représente l'état d'oxydation le plus stable. Le nitrite peut être formé par réduction microbienne du nitrate et, in vivo, par réduction du nitrate ingéré. Le nitrite peut également résulter d'une réaction chimique dans les tuyaux de distribution produite par des bactéries du genre *Nitrosomonas*, quand de l'eau de boisson peu oxygénée contenant des nitrates stagne dans des tuyaux en acier galvanisé ou lorsque la chloration est utilisée pour maintenir une concentration résiduelle de désinfectant. Une entrée d'ammoniac libre en excès dans le réseau de distribution peut entraîner une nitrification et une augmentation potentielle des nitrites et nitrates dans l'eau de boisson. Les nitrates peuvent atteindre à la fois les eaux de surface et les eaux souterraines sous l'effet d'activités agricoles (notamment, l'application excessive de fertilisants azotés inorganiques et de fumier), de rejets d'eaux usées et de l'oxydation de matières azotées contenues dans les excréments humains et animaux provenant, notamment, de fosses septiques. Des nitrates peuvent occasionnellement atteindre des eaux souterraines sous l'effet de la végétation naturelle. Les concentrations de nitrates dans les eaux de surface peuvent changer rapidement suite à un écoulement de fertilisants en surface, à l'absorption par le phytoplancton et à la dénitrification par les bactéries, mais les changements de concentration dans les eaux souterraines sont généralement lents. Les nitrates et les nitrites peuvent également être produits suite à la nitrification dans l'eau de source ou les réseaux de distribution.

En général, la source la plus importante de l'exposition humaine aux nitrates et aux nitrites provient des légumes (nitrites et nitrates) et des aliments carnés (les nitrites sont utilisés comme agents de conservation dans de nombreuses charcuteries). Toutefois, dans certaines circonstances, l'eau de boisson peut fortement contribuer à l'ingestion de nitrates et occasionnellement de nitrites. Dans le cas de nouveau-nés nourris au biberon, l'eau de boisson peut être la principale source externe d'exposition aux nitrates et aux nitrites.

Valeurs guides ¹	<p><i>Nitrate</i> : 50 mg/l sous forme d'ion nitrate pour assurer une protection contre la méthémoglobinémie et les effets thyroïdiens dans la sous-population la plus sensible, les nouveau-nés nourris au biberon et, par conséquent, parmi les autres sous-groupes de la population</p> <p><i>Nitrite</i> : 3 mg/l sous forme d'ion nitrite pour assurer une protection contre la méthémoglobinémie par les nitrites à la fois de source endogène et exogène chez les nouveau-nés nourris au biberon, la sous-population la plus sensible et, par conséquent, dans la population générale</p> <p><i>Nitrate et nitrite combinés</i> : La somme des rapports des concentrations de chacun d'eux à sa valeur guide ne doit pas dépasser 1.</p>
Présence	<p>Les niveaux de nitrates présentent d'importantes variations. Cependant, les niveaux dans l'eau de puits sont souvent plus élevés que dans les eaux de surface et, à moins d'être fortement influencés par les eaux de surface, ils sont moins susceptibles de fluctuer. Les concentrations approchent ou dépassent souvent 50 mg/l là où existent des sources importantes de contamination. Les niveaux de nitrites sont normalement plus faibles, inférieurs à quelques milligrammes par litre</p>
Fondement de la détermination de la valeur guide	<p><i>Nitrate (nouveau-nés nourris au biberon)</i> : Dans les études épidémiologiques, aucun effet nocif (méthémoglobinémie ou effets thyroïdiens) n'a été signalé chez les nourrissons dans les régions où l'eau de boisson contenait des concentrations de nitrates toujours inférieures à 50 mg/l.</p> <p><i>Nitrite (nouveau-nés nourris au biberon)</i> : Détermination sur la base de : 1) l'absence d'incidence de méthémoglobinémie à des concentrations de nitrates inférieures à 50 mg/l (sous forme d'ion nitrate) dans l'eau de boisson pour les nouveau-nés âgés de moins de 6 mois nourris au biberon (en estimant un poids corporel de 2 kg) ; 2) en convertissant 50 mg/l de nitrate en concentration de nitrite selon leur masse moléculaire respective ; 3) en multipliant par un facteur de 0,1 pour tenir compte du taux de conversion estimé du nitrate en nitrite pour les nourrissons chez lesquels le nitrite est formé de manière endogène à partir du nitrate à un taux de 5 à 10 % ; et 4) en multipliant par un facteur d'attribution de source pour l'eau de boisson de 100 % ou 1, car une des expositions principales aux nitrites des nouveau-nés nourris au biberon est la consommation de préparations reconstituées avec de l'eau de boisson contenant des nitrates ou</p>

¹ Facteurs de conversion : 1 mg/l sous forme de nitrate = 0,226 mg/l d'azote (nitrate) ; 1 mg/l sous forme de nitrite = 0,304 mg/l d'azote (nitrite).

	des nitrites. Comme la valeur guide est basée sur le sous-groupe le plus sensible de la population (les nouveau-nés âgés de moins de 6 mois nourris au biberon), l'application d'un facteur d'incertitude n'a pas été jugée nécessaire.
	<i>Nitrate et nitrite combinés</i> : Pour tenir compte de la présence simultanée de nitrates et de nitrites dans l'eau de boisson
Limite de détection	Niveaux minima de détection de 0,009 mg/l sous forme d'ion nitrate et 0,013 mg/l sous forme d'ion nitrite par chromatographie ionique (IC) ; niveau minimal de détection de 0,04 à 4,4 mg/l sous forme d'ion nitrate par une méthode colorimétrique automatisée après réduction au cadmium (recommandée pour l'analyse des nitrates à des concentrations inférieures à 0,4 mg/l)
Performance du traitement	<i>Nitrate</i> : Des technologies efficaces de traitement centralisé impliquent une élimination physique/chimique et biologique des nitrates et comprennent l'échange d'ions, l'osmose inverse, la dénitrification biologique et l'électrodialyse, qui permettent d'éliminer plus de 80 % des nitrates à partir de l'eau pour obtenir des concentrations de nitrates dans l'effluent aussi faibles que 13 mg/l ; les procédés de traitement conventionnels (coagulation, sédimentation, filtration et chloration) sont inefficaces <i>Nitrite</i> : Le traitement est habituellement axé sur les nitrates, car les nitrites sont rapidement convertis en nitrates par de nombreux désinfectants
Remarques complémentaires	Les valeurs guides pour les nitrates et les nitrites sont basées sur des effets à court terme ; cependant, on considère qu'elles assurent également une protection contre les possibles effets à long terme La méthémoglobinémie peut être aggravée par des complications liées à la présence d'une contamination microbienne suivie d'une infection gastro-intestinale qui peut accroître significativement le risque pour les nouveau-nés nourris au biberon. Les autorités devraient donc être extrêmement vigilantes et veiller à la sécurité microbiologique de l'eau utilisée pour les nouveau-nés nourris au biberon quand elle contient des nitrates à des concentrations qui approchent ou dépassent la valeur guide. Il est particulièrement important de veiller à ce que les nourrissons ne présentent pas de symptômes d'infection gastro-intestinale (diarrhée). En outre, comme le fait de faire bouillir l'eau pour assurer sa sécurité microbiologique peut concentrer les nitrates dans l'eau, il faut cesser de chauffer l'eau dès qu'elle atteint le point d'ébullition. Dans des situations extrêmes, des sources d'eau de substitution (par exemple, de l'eau en bouteille) peuvent être utilisées. Les nitrites sont relativement instables et peuvent être rapidement oxydés en nitrates. Les nitrites peuvent être présents dans le réseau de distribution à des concentrations plus élevées lorsque la chloramination est utilisée, mais ce phénomène est presque invariablement sporadique. La méthémoglobinémie est donc l'élément le plus important à prendre en considération et la valeur guide déterminée pour la protection contre la méthémoglobinémie serait la plus appropriée dans ces circonstances en tenant également compte de la présence possible de nitrates. Dans tous les réseaux d'eau où la chloramination est pratiquée, il faudrait assurer un suivi étroit et régulier des niveaux de désinfectants, de la qualité microbienne et des niveaux de nitrites. Si une nitrification est détectée (par exemple, diminution des concentrations résiduelles de désinfectants et niveaux accrus de nitrites) des mesures peuvent être prises pour modifier le traitement ou la chimie de l'eau afin de minimiser la formation de nitrites. L'efficacité de la désinfection ne doit jamais être compromise. Des niveaux excessivement élevés peuvent être observés dans de petits approvisionnements ; lorsque l'évaluation du risque laisse soupçonner ce type de situation, des vérifications peuvent se justifier.
Date de l'évaluation	2016
Principales références	Santé Canada (2013). <i>Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le nitrate et le nitrite</i> . OMS (2016) <i>Nitrate and nitrite in drinking-water</i>

L'absorption de nitrates par ingestion de légumes, de viande ou d'eau est rapide et supérieure à 90 % ; ils sont finalement excrétés dans l'urine. Chez l'homme, près de 25 % des nitrates ingérés se retrouvent dans la salive, dont 20 % sont convertis en nitrites sous l'action de bactéries dans la bouche. Il y a également formation endogène de nitrates à partir d'oxyde nitrique et par la dégradation des protéines due au métabolisme normal. Chez les adultes normaux en bonne santé, la synthèse endogène entraîne l'excrétion d'environ 62 mg d'ions nitrate par jour dans l'urine. La formation endogène de nitrates et de nitrites peut significativement augmenter en cas d'infections, en particulier d'infections gastro-intestinales. Lorsque l'ingestion de nitrates est faible, la formation endogène peut être la source majeure de nitrates dans le corps. Le métabolisme des nitrates est différent chez l'homme et chez le rat, car les rats pourraient ne pas sécréter activement les nitrates dans leur salive.

Les nitrates jouent probablement un rôle protecteur dans le tractus gastro-intestinal contre divers agents pathogènes gastro-intestinaux, car l'oxyde nitreux et les nitrites acidifiés ont des propriétés antibactériennes. Ils peuvent avoir d'autres rôles physiologiques bénéfiques. L'absorption exogène de nitrates peut donc être avantageuse et il est nécessaire d'établir un équilibre entre les risques potentiels et les bénéfices potentiels.

Une réduction significative des nitrates en nitrites par des bactéries n'a normalement pas lieu dans l'estomac excepté chez des individus présentant une faible activité gastrique ou souffrant d'infections gastro-intestinales. Il peut s'agir de personnes utilisant des antacides, en particulier ceux qui bloquent la sécrétion d'acide. Chez l'homme, la méthémoglobinémie est une conséquence de la réaction des nitrites avec l'hémoglobine dans les globules rouges pour former de la méthémoglobine qui se lie fortement à l'oxygène et ne le libère pas, bloquant ainsi le transport de l'oxygène. Bien que la plus grande partie des nitrites absorbés soit oxydée en nitrates dans le sang, les nitrites résiduels peuvent réagir avec l'hémoglobine. La formation de niveaux élevés de méthémoglobine (supérieurs à 10 %) chez les nourrissons entraîne une cyanose, également appelée syndrome du bébé bleu. Bien qu'une méthémoglobinémie clinique significative puisse se produire après ingestion de quantités extrêmement élevées de nitrates chez des adultes et des enfants, elle se présente le plus fréquemment chez des nouveau-nés nourris au biberon. On considère que la méthémoglobinémie résulte principalement de l'ingestion d'eau contenant des niveaux élevés de nitrates mais, dans certains cas, un lien a été établi avec une ingestion de quantités élevées de nitrates via la consommation de légumes chez des nourrissons sevrés. Les nouveau-nés nourris au biberon sont considérés comme exposés à un risque plus élevé en raison de la grande quantité d'eau ingérée par rapport au poids corporel et du faible développement des enzymes de réparation. Dans les études épidémiologiques cliniques de la méthémoglobinémie et d'augmentations subcliniques des taux de méthémoglobinémie associés aux nitrates contenus dans l'eau de boisson, 97 % des cas se produisent à des concentrations supérieures à 44,3 mg/l, les symptômes cliniques étant associés aux concentrations plus élevées. Les individus affectés sont presque exclusivement âgés de moins de trois mois.

Bien que les nitrates dans l'eau de boisson puissent entraîner un risque élevé de méthémoglobinémie chez des nouveau-nés nourris au biberon, des données convaincantes indiquent que le risque de méthémoglobinémie est principalement accru en cas d'infections gastro-intestinales simultanées ; les infections augmentent la formation endogène de nitrites et sont susceptibles d'accroître la réduction de nitrates en nitrites et également l'ingestion d'eau destinée à combattre la déshydratation. Des cas dans lesquels l'infection gastro-intestinale semble être la cause primaire de la méthémoglobinémie ont été décrits. La plupart des cas de méthémoglobinémie décrits dans la littérature sont associés à la consommation d'eau de puits privés contaminés (principalement quand l'eau de boisson est en anaérobiose) qui sont en outre fort probablement contaminés par des micro-organismes ; cela ne devrait pas se produire si l'eau était correctement désinfectée.

Bien que le lien entre l'exposition aux nitrates ou aux nitrites dans l'eau de boisson et l'incidence de cancers ait été examiné dans de nombreuses études épidémiologiques, la tendance des données disponibles n'indique pas d'association entre cancer et exposition aux nitrates ou aux nitrites en soi. Dans le corps, les nitrites peuvent réagir avec des composés nitrosables, principalement des amines secondaires, pour former des composés *N*-nitroso. Un certain nombre d'entre eux sont considérés comme cancérigènes pour l'homme

tandis que d'autres, tels que la *N*-nitrosoproline, ne le sont pas. Plusieurs études ont été réalisées sur la formation de composés *N*-nitroso en rapport avec l'ingestion de nitrates chez l'homme mais l'ingestion de composés nitrosables et la physiologie gastrique varient considérablement. Des niveaux moyens plus élevés de composés *N*-nitroso, en même temps que des niveaux élevés de nitrates, ont été observés dans le suc gastrique d'individus dont l'estomac est achlorhydrique (c'est-à-dire ayant de très faibles niveaux d'acide chlorhydrique dans l'estomac). Cependant, d'autres études sont en grande partie non concluantes et aucune relation claire n'a été établie entre l'ingestion de nitrates via l'eau de boisson comparativement à l'ingestion globale de nitrates en ce qui concerne la formation de composés *N*-nitroso. Une consommation modérée d'un certain nombre de composés alimentaires antioxydants, tels que l'acide ascorbique et le thé vert, semble réduire la formation endogène de *N*-nitrosamine.

Un nombre significatif d'études épidémiologiques ont été réalisées sur l'association de l'ingestion de nitrates et de cancers gastriques en particulier. Bien que les données épidémiologiques soient considérées comme inappropriées pour permettre de tirer des conclusions définitives concernant l'ensemble des cancers, il n'y a pas de preuves convaincantes d'une relation de cause à effet avec un site cancéreux quelconque. La tendance des données indique qu'il est peu vraisemblable qu'il existe une relation de cause à effet entre le cancer gastrique et les nitrates dans l'eau de boisson. Ceci est cohérent avec la conclusion du CIRC selon laquelle les nitrates ou les nitrites ingérés dans des conditions qui résultent en une nitrosation endogène sont probablement cancérogènes pour l'homme (Groupe 2A), alors que les nitrates en tant que tels ne le sont pas.

Une possible association entre les nitrates dans l'eau de boisson et des malformations congénitales a été suggérée, mais la tendance des données ne conforte pas cette hypothèse.

Les nitrates exercent une inhibition compétitive sur l'absorption d'iode, pouvant entraîner des effets nuisibles sur la thyroïde. Les données actuellement disponibles indiquent que l'exposition aux nitrates dans l'eau de boisson peut perturber le fonctionnement de la glande thyroïde humaine en inhibant de façon compétitive l'absorption thyroïdienne iodée, ce qui a pour effet de modifier les concentrations d'hormones thyroïdiennes et d'altérer leurs fonctions. Bien que certaines études indiquent une faible association entre l'exposition à des concentrations de nitrates supérieures à 50 mg/l et l'altération du fonctionnement de la thyroïde, les données sont limitées, contradictoires et basées sur des études présentant d'importantes faiblesses méthodologiques. Les données sur le mode d'action suggèrent que les femmes enceintes et les nourrissons sont les populations les plus sensibles, principalement en raison de l'importance d'un bon équilibre des hormones thyroïdiennes pour le développement neuronal normal du fœtus et du nourrisson, mais aussi en raison d'une accélération du métabolisme des hormones thyroïdiennes et d'une faible accumulation intra-thyroïdienne chez le fœtus et le nouveau-né.

Certains ont suggéré qu'il existait un lien entre les nitrates dans l'eau de boisson et l'incidence du diabète sucré durant l'enfance. Cependant, des études ultérieures n'ont pas montré de relation significative et aucun mécanisme n'a été identifié.

Dans certaines études, des rats traités avec des doses élevées de nitrites ont développé une hypertrophie de la zone glomérulée du cortex surrénalien liée à la dose ; une souche de rats s'est avérée plus sensible que les autres. Cependant, cette hyperplasie minimale a été interprétée comme étant la conséquence d'une adaptation physiologique à de petites fluctuations de la tension artérielle en réponse aux doses élevées de nitrites.

Les nitrates ne sont pas cancérogènes pour les animaux de laboratoire. Les nitrites ont fait l'objet de nombreuses études et l'existence d'une activité cancérogène a été suggérée, mais uniquement à des doses très élevées. Les études à long terme les plus récentes révèlent uniquement une preuve équivoque de cancérogénicité au niveau du pré-estomac de souris femelles mais pas chez les rats ni les souris mâles. Compte tenu du manque de données relatives à la génotoxicité, on en a conclu que le nitrite de sodium n'était pas cancérogène pour les souris et les rats. En outre, comme l'homme ne possède pas de pré-estomac et que les doses utilisées étaient élevées, il est douteux que ces données soient significatives pour l'homme.

La valeur guide pour les nitrates de 50 mg/l sous forme d'ion nitrate est basée sur l'absence d'effets sur la santé (méthémoglobinémie et effets thyroïdiens) dans des études épidémiologiques et assure une protection chez les nouveau-nés nourris au biberon et, par conséquent, pour d'autres sous-groupes de la population. La méthémoglobinémie peut être aggravée par des complications liées à la présence d'une contamination microbienne suivie d'une infection gastro-intestinale qui peut accroître significativement le risque pour les nouveau-nés nourris au biberon. Les autorités devraient donc être particulièrement vigilantes et veiller à la sécurité microbiologique de l'eau utilisée pour ces nourrissons quand elle contient des nitrates à des concentrations proches de la valeur guide. Il est particulièrement important de veiller à ce que les nourrissons ne présentent pas de symptômes d'infection gastro-intestinale importante (diarrhée). En outre, comme le fait de faire bouillir l'eau pour assurer sa sécurité microbiologique peut concentrer les nitrates dans l'eau, il faut cesser de chauffer l'eau dès qu'elle atteint le point d'ébullition). Dans des situations extrêmes, des sources d'eau de substitution (par exemple, de l'eau en bouteille) peuvent être utilisées.

La valeur guide pour les nitrites de 3 mg/l, sous forme d'ion nitrite, est basée sur : 1) l'absence d'incidence de méthémoglobinémie à des concentrations de nitrates inférieures à 50 mg/l dans l'eau de boisson pour les nouveau-nés âgés de moins de 6 mois nourris au biberon (en admettant un poids corporel de 2 kg) ; 2) en convertissant 50 mg/l de nitrate en concentration de nitrite selon leur masse moléculaire respective ; 3) en multipliant par un facteur de 0,1 pour tenir compte du taux de conversion estimé du nitrate en nitrite pour les nourrissons chez lesquels le nitrite est formé de manière endogène à partir du nitrate à un taux de 5 à 10 % ; et 4) en multipliant par un facteur d'attribution de source pour l'eau de boisson de 100 % ou 1, car une des expositions principales aux nitrites des nouveau-nés nourris au biberon est la consommation de préparations reconstituées avec de l'eau de boisson contenant des nitrates ou des nitrites. Comme la valeur guide est définie en fonction du sous-groupe le plus sensible de la population (les nouveau-nés âgés de moins de 6 mois nourris au biberon), l'application d'un facteur d'incertitude n'a pas été jugée nécessaire.

Du fait de la possibilité de la présence simultanée de nitrates et de nitrites dans l'eau de boisson, La somme des rapports des concentrations (C) de chacun des ions à la valeur guide correspondante (GV) ne doit pas dépasser 1 :

$$\frac{C_{\text{nitrate}}}{GV_{\text{nitrate}}} + \frac{C_{\text{nitrite}}}{GV_{\text{nitrite}}} \leq 1$$

Les valeurs guides sont fondées sur des effets à court terme ; cependant, on considère qu'elles assurent également une protection contre les effets à long terme.

Considérations pratiques

Le moyen le plus approprié pour limiter les concentrations de nitrates, en particulier dans les eaux souterraines, consiste à prévenir les contaminations. Cela peut se faire par une bonne gestion des pratiques agricoles (par exemple, la gestion des applications de fertilisants et de fumier ainsi que du stockage du fumier) et des pratiques d'assainissement (par exemple, en positionnant judicieusement les fosses des latrines et les fosses septiques et en évitant les fuites d'égouts).

La méthémoglobinémie est le plus souvent associée à la consommation d'eau de puits privés. Il est particulièrement important de veiller à ce que les fosses septiques et les latrines ne soient pas disposées à proximité d'un puits ou de l'endroit où le puits sera creusé et de veiller à ce que le fumier soit maintenu à une distance suffisante pour éviter les écoulements dans le puits ou dans le sol à proximité du puits. Il est particulièrement important que les applications domestiques de fumier et de fertilisants sur de petites surfaces à proximité des puits soient gérées judicieusement pour éviter des contaminations potentielles. Le puits devrait être suffisamment protégé pour empêcher les contaminations par des écoulements. Plusieurs

mesures peuvent être prises lorsque les concentrations en nitrates sont élevées ou que l'inspection d'un puits révèle à proximité la présence de sources de nitrates susceptibles de provoquer une contamination, en particulier si les données indiquent également une faible qualité microbiologique de l'eau. Comme indiqué plus haut, l'eau devrait être bouillie en cessant de chauffer dès qu'elle atteint le point d'ébullition ou désinfectée par un moyen approprié avant d'être consommée. Les approvisionnements de substitution appropriés, s'ils sont disponibles, peuvent être utilisés pour les nouveau-nés nourris au biberon en prenant soin de vérifier qu'il s'agit d'approvisionnements sans risque microbiologique. Des mesures devraient être prises pour protéger le puits et écarter les sources de nitrates et de contaminants microbiens à proximité du puits.

Dans les zones où les puits domestiques sont fréquents, les autorités sanitaires pourraient prendre un certain nombre de mesures pour veiller à ce qu'une contamination par les nitrates ne soit pas ou ne devienne pas un problème. Ces mesures pourraient notamment consister à fournir aux mères de façon ciblée, et en particulier les femmes enceintes, des informations sur la sécurité sanitaire de l'eau, les inciter à participer à l'inspection visuelle des puits pour vérifier s'il y a un problème, fournir des moyens pour réaliser des tests si un problème est suspecté, fournir des directives sur la désinfection de l'eau ou, lorsque les niveaux de nitrates sont particulièrement élevés, fournir de l'eau en bouteille provenant de sources sûres ou donner des conseils sur les endroits où se procurer une eau de ce type.

En présence de nitrates dans des approvisionnements canalisés, la première approche possible pour le traitement des approvisionnements en eau de boisson, à défaut d'approvisionnement de substitution disponible, consiste à diluer l'eau contaminée avec une eau d'une source peu chargée en nitrates. Lorsqu'un tel mélange n'est pas possible, un certain nombre de mesures techniques sont disponibles pour améliorer l'eau de boisson. La première est la désinfection, consistant notamment à oxyder les nitrites en nitrates, moins toxiques, et à limiter le développement de bactéries réductrices pathogènes et non pathogènes dans l'eau. Parmi les procédés d'élimination des nitrates figurent la dénitrification biologique, l'osmose inverse et l'électrodialyse. Cependant, toutes ces approches présentent des inconvénients, notamment, le coût, leur complexité opérationnelle et la nécessité d'éliminer les résines, la saumure ou l'eau usée. Les procédés de traitement d'eau municipaux conventionnels (coagulation, sédimentation, filtration et chloration) ne sont pas efficaces pour éliminer les nitrates, car le nitrate est un ion stable et très soluble avec un faible potentiel de coprécipitation et d'adsorption.

Dans les réseaux dont la source d'eau contient naturellement de l'ammoniac ou dans lesquels de l'ammoniac est ajouté pour la chloramination, l'ammoniac libre pénétrant dans le réseau de distribution peut être un des facteurs entraînant la nitrification et l'augmentation potentielle des nitrates et nitrites dans le réseau de distribution. Dans le cas d'une chloramination, il faut veiller à assurer une concentration résiduelle de désinfectant dans le réseau de distribution. Il importe de gérer cette opération de manière à minimiser la formation de nitrites dans le réseau de distribution principal ou dans les réseaux de distribution des bâtiments.

Nitrobenzène

Le nitrobenzène est principalement utilisé dans la production d'aniline, mais il est également utilisé comme solvant, comme ingrédient dans des savons et des produits de polissage des métaux et dans la synthèse d'autres composés organiques, notamment l'acétaminophène. Le nitrobenzène peut être libéré dans l'eau au cours de sa production.

Les concentrations de nitrobenzène dans des échantillons environnementaux, tels que des eaux de surface, des eaux souterraines et l'air, sont généralement faibles, excepté dans des régions industrielles polluées. Sur la base de données limitées, le potentiel de contamination paraît supérieur pour les eaux souterraines par rapport aux eaux de surface.

La population générale peut être exposée à des concentrations variables de nitrobenzène dans l'air et peut-être dans l'eau de boisson. Seules les populations au voisinage d'industries manufacturières et de

raffineries de pétrole sont susceptibles d'être significativement exposées au nitrobenzène ; cependant, les personnes vivant dans, ou à proximité, de sites de décharge de déchets dangereux, sont soumises à des expositions potentiellement plus élevées en raison de la contamination possible des eaux souterraines et du sol et de l'absorption du nitrobenzène par les plantes.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Rarement présent dans l'eau de boisson à des concentrations susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2009
Principale référence	OMS (2009) <i>Nitrobenzene in drinking-water</i>

Le nitrobenzène est toxique pour l'homme par inhalation, expositions cutanée et orale. Le principal effet systémique associé à l'exposition au nitrobenzène est la méthémoglobinémie. Bien que certaines études récentes aient présenté des résultats de tests de mutagénicité positifs, il ne peut être exclu que le nitrobenzène soit un produit chimique non génotoxique. On ne dispose pas d'études d'administration orale à long terme. Sur la base d'études par inhalation, le CIRC a conclu que les données sur l'homme étaient inappropriées mais que les données de cancérogénicité du nitrobenzène obtenues avec des animaux de laboratoire étaient suffisantes et a classé le nitrobenzène dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérogène pour l'homme).

Comme généralement le nitrobenzène n'est présent qu'en traces dans l'eau de boisson, la détermination d'une valeur guide formelle n'a pas été jugée nécessaire. Cependant, des valeurs reposant sur des arguments sanitaires peuvent être calculées afin de pouvoir proposer des recommandations en cas de déversements et lorsque des concentrations plus élevées sont détectées dans des régions industrielles. Deux valeurs reposant sur des arguments sanitaires sont fondées sur les informations limitées disponibles : une pour l'exposition à court terme (30 µg/l) et l'autre pour l'exposition à long terme (8 à 63 µg/l, suivant le critère et l'approche utilisés). Il faut souligner que la détermination des valeurs à long terme reposant sur des arguments sanitaires sont entachées de grandes incertitudes liées au calcul des doses par conversion à partir d'études par inhalation et de la possibilité d'une métabolisation accrue du nitrobenzène en aniline dans le tractus gastro-intestinal.

Il faut souligner que le nitrobenzène est un puissant agent méthémoglobinémique chez l'homme, ce qui pose un risque particulier pour les nouveau-nés nourris au biberon. Actuellement, les données ne permettent pas de déterminer une valeur reposant sur des arguments sanitaires spécifique à ce critère.

On notera également que le seuil de détection par l'odeur du nitrobenzène dans l'eau est de 30 à 110 µg/l.

N-Nitrosodiméthylamine

La N-nitrosodiméthylamine, ou NDMA, peut être présente dans l'eau de boisson suite à la dégradation de la diméthylhydrazine (un composant du combustible des fusées) ainsi qu'à partir de plusieurs autres procédés industriels. C'est également un contaminant de certains pesticides. La NDMA a récemment été identifiée comme un sous-produit de désinfection par chloramination (par réaction de la monochloramine avec la diméthylamine, un composant omniprésent dans les eaux contaminées par des rejets d'eaux usées) et dans une certaine mesure par chloration. La NDMA peut également se former en tant que sous-produit de traitement de l'eau par échange d'anions.

Valeur guide	0,0001 mg/l (0,1 µg/l)
Présence	Lorsque la chloramination est utilisée, des échantillons du réseau de distribution peuvent présenter des niveaux de NDMA beaucoup plus élevés que l'eau finie au niveau de l'installation de traitement ; des niveaux atteignant 0,16 µg/l ont été mesurés dans le réseau de distribution alors que les concentrations dans l'eau au niveau de l'installation de traitement sont généralement inférieures à 0,01 µg/l

Fondement de la détermination de la valeur guide	Cystadénomes biliaires hépatiques chez des rats femelles, qui est le critère de cancérogénicité le plus sensible, observé dans une étude sur l'eau de boisson, en utilisant un modèle multi-étapes.
Limite de détection	0,028 ng/l par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire et spectrométrie de masse en tandem utilisant une source d'ionisation chimique ; 0,4 ng/l par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire et spectrométrie de masse haute résolution ; 0,7 à 1,6 ng/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM) et détection d'ammoniac en mode ionisation positive
Performance du traitement	Le procédé le plus courant pour l'élimination de NDMA est l'irradiation UV. Une concentration inférieure à 0,005 µg/l devrait pouvoir être atteinte par irradiation UV si l'eau n'est pas très contaminée. La NDMA ne peut pas être éliminée par strippage à l'air, adsorption sur charbon actif, osmose inverse ni biodégradation.
Remarques complémentaires	Des procédés potentiellement utilisables pour réduire la formation de NDMA pendant la désinfection consistent, par exemple, à éviter la chloramination, à pratiquer la chloration au point optimal et à éliminer l'ammoniac avant chloration.
Date de l'évaluation	2006
Principales références	IPCS (2002) <i>N-Nitrosodimethylamine</i> OMS (2008) <i>N-Nitrosodimethylamine in drinking-water</i>

Des preuves concluantes montrent que la NDMA est un cancérogène puissant pour les animaux de laboratoire exposés par différentes voies, notamment l'ingestion d'eau de boisson. Le CIRC a classé la NDMA comme probablement cancérogène pour l'homme. Le mécanisme par lequel la NDMA induit le cancer est bien établi : il fait intervenir une biotransformation par les enzymes microsomales du foie, entraînant la formation d'ions méthyldiazonium. Ce métabolite réactif crée des adduits d'ADN, la O⁶-méthylguanine étant le plus vraisemblablement l'agent cancérogène proximal. Compte tenu de la preuve nette de cancérogénicité, peu d'études ont été réalisées concernant d'autres critères toxiques possibles.

Il existe également de nombreuses données indiquant que la NDMA est génotoxique in vivo et in vitro. L'activation par les fractions microsomales hépatiques S9 est nécessaire pour produire un résultat positif in vitro. L'observation récente selon laquelle les fractions S9 humaines induisent beaucoup plus activement la génotoxicité dans le test de Ames que les fractions S9 de rats semble indiquer que l'homme est particulièrement sensible à la cancérogénicité de la NDMA.

Malgré l'existence de plusieurs études de cas et d'une étude de cohorte sur les effets de la NDMA chez l'homme, aucune d'entre elles ne permet de déduire un risque quantitatif de cancer. Ces résultats confortent l'hypothèse d'une association positive entre l'ingestion de NDMA et le cancer gastrique ou colorectal. Cependant, aucune de ces études n'était axée sur l'exposition par l'eau de boisson ; au contraire, elles se référaient à des estimations de l'ingestion alimentaire totale de NDMA.

Parathion

Le parathion (CAS No. 56-38-2) est un insecticide non systémique utilisé dans de nombreux pays dans le monde entier. Il est utilisé comme fumigant et acaricide et pour le traitement du sol et du feuillage avant récolte sur une grande variété de cultures, à l'extérieur et en serre. Le parathion libéré dans l'environnement est fortement adsorbé dans la couche supérieure du sol et est vraisemblablement peu entraîné par lessivage. Le parathion disparaît des eaux de surface après une semaine environ. La population générale n'est habituellement pas exposée au parathion par l'air ni par l'eau. Les résidus de parathion dans la nourriture sont la principale source d'exposition.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2003
Principales références	FAO/OMS (1996) <i>Pesticide residues in food—1995 evaluations</i> OMS (2004) <i>Parathion in drinking-water</i>

Le parathion inhibe l'activité cholinestérase chez toutes les espèces testées. Des études de 2 ans avec des rats n'ont pas établi de preuve de cancérogénicité. Le JMPR est arrivé à la conclusion que le parathion n'était pas génotoxique.

Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 10 µg/l peut être calculée pour le parathion en se fondant sur une DJA de 0 à 0,004 mg/kg de poids corporel sur la base d'une NOAEL de 0,4 mg/kg de poids corporel par jour dans une étude de 2 ans avec des rats portant sur l'atrophie rétinienne et l'inhibition de l'acétylcholinestérase cérébrale à la dose immédiatement supérieure, et en appliquant un facteur d'incertitude de 100 pour la variation inter- et intraspécifique. Des NOAEL plus faibles déterminées avec des animaux de laboratoire, qui étaient basées uniquement sur l'inhibition de l'acétylcholinestérase érythrocytaire ou cérébrale, n'ont pas été jugées appropriées en raison de l'existence d'une NOAEL de 0,1 mg/kg de poids corporel par jour fondée sur l'inhibition de l'acétylcholinestérase érythrocytaire chez l'homme.

L'ingestion de parathion à partir de l'ensemble des sources est généralement faible et nettement inférieure à la limite supérieure de la DJA. Comme la valeur reposant sur des arguments sanitaires est beaucoup plus élevée que les concentrations de parathion susceptibles d'être rencontrées dans l'eau de boisson, la présence de parathion dans l'eau de boisson, dans des conditions habituelles, représente peu vraisemblablement un danger pour la santé humaine. C'est pourquoi la définition d'une valeur guide formelle pour le parathion n'a pas été jugée nécessaire.

Pendiméthaline

La pendiméthaline (CAS No. 40487-42-1) est un herbicide de pré-levée relativement immobile et persistant dans le sol. Elle est utilisée en grandes quantités au Japon (5000 tonnes par an). Elle est éliminée par photodégradation, biodégradation et volatilisation. Le potentiel de lessivage semble très faible mais peu d'informations sont disponibles sur les produits de dégradation plus polaires.

Valeur guide	0,02 mg/l (20 µg/l)
Présence	Rarement présente dans l'eau de boisson dans le peu d'études disponibles
DJT	5 µg/kg de poids corporel, fondée sur des données indiquant une faible toxicité sur le foie même à la dose la plus faible (5 mg/kg de poids corporel) dans une étude alimentaire à long terme avec des rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 à la fois en raison de l'utilisation d'une LOAEL au lieu d'une NOAEL et des limitations de la base de données)
Limite de détection	0,01 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM)
Performance du traitement	Une concentration de 1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtrations sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour

Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Pendimethalin in drinking-water</i>

Dans une étude alimentaire à court terme avec des rats, diverses indications d'hépatotoxicité ainsi qu'un accroissement du poids des reins chez les mâles ont été observés au niveau de dose le plus élevé. Dans une étude alimentaire à long terme, certains effets toxiques (hyperglycémie chez la souris et hépatotoxicité chez le rat) se sont manifestés même au niveau de dose le plus faible. Sur la base des données disponibles, il ne semble pas que la pendiméthaline ait une activité mutagène significative. Des études à long terme avec des souris et des rats n'ont pas apporté la preuve de sa cancérogénicité ; cependant, ces études présentent certaines insuffisances méthodologiques importantes.

Pentachlorophénol

Le pentachlorophénol (CAS No. 87-86-5), ou PCP, et d'autres chlorophénols sont principalement utilisés pour protéger le bois contre les attaques fongiques. Les aliments sont habituellement la principale source d'exposition au PCP sauf en cas de contamination locale spécifique de l'eau de boisson par une exposition au PCP ou une exposition par l'intermédiaire du bois de maisons traitées avec du PCP.

Valeur guide provisoire	0,009 mg/l (9 µg/l) La valeur guide est considérée comme provisoire en raison des différences de métabolisme entre les animaux de laboratoire et l'homme.
Présence	Les concentrations dans les échantillons d'eau sont habituellement inférieures à 10 µg/l, bien que des concentrations beaucoup plus élevées puissent être mesurées dans les eaux souterraines dans certaines conditions
Fondement de la détermination de la valeur guide	Modélisation multi-étapes de l'incidence des tumeurs dans un essai biologique du National Toxicology Program (NTP) des États-Unis d'Amérique sans facteur de correction pour tenir compte de la surface corporelle, en reconnaissant l'existence de différences de métabolisme entre les animaux de laboratoire et l'homme, un métabolite important formé chez les rats n'étant que mineur chez l'homme
Limite de détection	0,005 à 0,01 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD)
Performance du traitement	Une concentration de 0,4 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Remarques complémentaires	La concentration de PCP correspondant à une valeur limite supérieure de l'excès de risque de cancer sur la durée de vie de 10^{-5} est similaire à la valeur guide définie dans la seconde édition, et la valeur guide est donc maintenue.
Date de l'évaluation	1998
Principale référence	OMS (2003) <i>Pentachlorophenol in drinking-water</i>

Le CIRC a classé le PCP dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérogène pour l'homme) étant donné que les preuves de sa cancérogénicité ne sont pas appropriées pour l'homme mais sont suffisantes pour des animaux de laboratoire. Des études épidémiologiques de populations exposées à des mélanges contenant du PCP, bien que non concluantes, suggèrent que le PCP est cancérogène. Une preuve concluante de cancérogénicité a été obtenue avec une espèce animale (souris). Bien qu'il existe des différences notables de métabolisme entre les animaux de laboratoire et l'homme, on a jugé prudent de traiter le PCP comme un cancérogène potentiel.

Perchlorate

Le perchlorate est un anion naturel qui est fréquemment détecté dans l'environnement. Il est principalement utilisé comme oxydant pour les carburants solides de fusée, les airbags des automobiles, les feux d'artifice et fusées éclairantes. La présence de perchlorate dans l'eau résulte d'une contamination, suite à sa fabrication ou à son utilisation, de dépôts naturels de perchlorate, de l'utilisation de fertilisants contenant des dépôts naturels de perchlorate, ainsi que de la formation naturelle de perchlorate dans l'atmosphère et de son dépôt avec la pluie et la neige. Il se forme également dans les solutions d'hypochlorite à différents degrés selon la concentration d'hypochlorite, le temps écoulé depuis leur préparation et les conditions de stockage.

Valeur guide	0,07 mg/l (70 µg/l)
Présence	Généralement détecté dans l'eau de boisson à des concentrations inférieures à 10 µg/l, bien que des concentrations supérieures à 40 µg/l aient été mesurées
DJTMP	0,01 mg/kg de poids corporel, sur la base d'une BMDL ₅₀ de 0,11 mg/kg de poids corporel par jour pour une inhibition de 50 % de l'absorption iodée, déterminée dans une étude clinique avec des volontaires adultes sains auxquels le perchlorate a été administré dans l'eau de boisson et en appliquant un facteur d'incertitude de 10 pour tenir compte des différences entre individus
Limite de détection	20 à 50 ng/l (limites de la méthode) par chromatographie liquide associée à la spectrométrie de masse (CL-SM) ; 4 µg/l (limites de la méthode) par chromatographie ionique avec détection par suppression de la conductivité (IC-SCD)
Performance du traitement	L'anion perchlorate est très stable dans l'eau et son élimination est difficile par des techniques de traitement conventionnelles. Les techniques de traitement qui se sont avérées efficaces pour l'élimination du perchlorate présent dans l'eau comprennent la nanofiltration et l'osmose inverse, la biodégradation en anaérobiose et l'échange d'ions.
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	20 % de la DJTMP non arrondie (0,011 mg/kg pc)
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 l/jour
Date de l'évaluation	2016
Principales références	EFSA (2014). <i>Scientific opinion on the risks to public health related to the presence of perchlorate in food, in particular fruits and vegetables</i> FAO/OMS (2011). <i>Safety evaluation of certain contaminants in food</i> OMS (2016). <i>Perchlorate in drinking-water</i>

Le principal effet du perchlorate est sa capacité d'inhibition compétitive de l'absorption thyroïdienne iodée. L'inhibition de l'absorption iodée par le perchlorate réduit la quantité d'iode disponible pour la synthèse des hormones thyroïdiennes. La réduction prolongée de l'absorption thyroïdienne iodée peut entraîner un hypothyroïdisme, qui a des conséquences négatives sur le développement structurel et fonctionnel du cerveau chez le fœtus, le nourrisson et l'enfant et sur le métabolisme et le fonctionnement des systèmes cardiovasculaire, gastro-intestinal, squelettique, neuromusculaire et reproducteur chez l'adulte. Comme le rat n'est pas un bon modèle pour l'étude de substances ayant un effet connu sur la thyroïde chez l'homme et dont le mode d'action implique une inhibition de l'absorption iodée, la valeur guide a été déterminée à partir d'études humaines.

pH

Aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'est proposée pour le pH. Bien qu'habituellement le pH n'ait pas d'effets directs sur les consommateurs, il est l'un des paramètres opérationnels les plus importants de la qualité de l'eau (voir le Chapitre 10).

Motif de l'absence de valeur guide définie	Non préoccupant pour la santé aux niveaux relevés dans l'eau de boisson
Remarques complémentaires	Important paramètre opérationnel de la qualité de l'eau
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2007) <i>pH in drinking-water</i>

2-phénylphénol et son sel de sodium

Le 2-phénylphénol (CAS No. 90-43-7) est utilisé comme désinfectant, bactéricide et virucide. En agriculture, il est utilisé pour la désinfection des fruits, des légumes et des œufs. Il est également utilisé de manière générale comme désinfectant de surface dans les hôpitaux, les maisons de repos médicalisées, les cliniques vétérinaires, les exploitations avicoles, les exploitations laitières, les blanchisseries industrielles, les salons de coiffure et les installations de transformation alimentaire. Le 2-phénylphénol est rapidement dégradé dans les eaux de surface, sa demi-vie étant d'environ 1 semaine dans les cours d'eau.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2003
Principales références	FAO/OMS (2000) <i>Pesticide residues in food—1999 evaluations</i> OMS (2003) <i>2-Phenylphenol and its sodium salt in drinking-water</i>

Le 2-phénylphénol est considéré comme faiblement toxique. Le 2-phénylphénol est cancérigène pour les souris mâles et, avec son sel de sodium, il est cancérigène pour les rats mâles. Cependant les tumeurs de la vessie observées chez les rats mâles et les tumeurs hépatiques observées chez les souris mâles exposés au 2-phénylphénol semblent être des phénomènes à seuil qui sont spécifiques de l'espèce et du sexe. Le JMPR est arrivé à la conclusion que le 2-phénylphénol ne présente vraisemblablement pas de risque cancérigène pour l'homme. Bien qu'un groupe de travail mis en place par le CIRC ait placé le sel sodique de 2-phénylphénol dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérigène pour l'homme) et le 2-phénylphénol dans le Groupe 3 (inclassable quant à sa cancérigénicité pour l'homme), le JMPR a noté que la classification du CIRC était basée sur l'identification du danger, et non sur l'évaluation du risque, et se fondait uniquement sur des données publiées dans la littérature, en excluant les études de toxicité et cancérigénicité non publiées. Le JMPR a également conclu qu'il y avait des questions non résolues concernant la génotoxicité potentielle du 2-phénylphénol.

Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 1 mg/l peut être calculée pour le 2-phénylphénol en se fondant sur une DJA de 0 à 0,4 mg/kg de poids corporel, déterminée sur la base d'une NOAEL de 39 mg/kg de poids corporel par jour dans une étude de toxicité de 2 ans se rapportant à la diminution du gain de poids corporel, à l'hyperplasie de la vessie et à la cancérigénicité pour la vessie chez des rats mâles, en appliquant un facteur d'incertitude de 100 pour la variation inter- et intraspécifique. Cependant, en raison de sa faible toxicité, la valeur reposant sur des arguments sanitaires déterminée pour le 2-phénylphénol est beaucoup plus élevée que les concentrations de 2-phénylphénol susceptibles d'être observées dans l'eau de boisson. Dans les conditions habituelles, la présence de 2-phénylphénol dans l'eau de boisson ne constitue pas un danger pour la santé humaine. C'est pourquoi la détermination d'une valeur guide formelle pour le 2-phénylphénol n'a pas été jugée nécessaire.

Plomb

Le plomb est principalement utilisé dans la production de batteries plomb-acide, dans les soudures et les alliages. Les composés de plomb organique, tels que le plomb tétraéthyle et tétraméthyle, ont été abondamment utilisés comme agents antidétonants et lubrifiants dans l'essence bien que cette utilisation ait été, dans une large mesure, progressivement abandonnée dans de nombreux pays. Étant donné la diminution progressive de l'utilisation d'additifs contenant du plomb dans l'essence et de soudures au plomb dans l'industrie agro-alimentaire, ses concentrations dans l'air et la nourriture sont en diminution ; dans la plupart des pays, les niveaux de plomb dans le sang sont également en diminution sauf en présence de sources spécifiques, telles que des poussières de peinture au plomb ou le recyclage de matériaux contenant du plomb dans le cadre d'activités professionnelles ou domestiques. La présence de plomb dans l'eau du robinet est rarement due à sa dissolution à partir de sources naturelles mais elle résulte principalement des effets d'une eau corrosive sur les installations de plomberie domestiques contenant du plomb dans les tuyaux, les soudures, la robinetterie (notamment, la robinetterie en alliage à forte teneur en plomb) ou à partir des raccordements domestiques au réseau. La quantité de plomb dissous à partir de l'installation de plomberie dépend de plusieurs facteurs, notamment le pH, la température, l'alcalinité, le dépôt de calcaire dans les tuyaux et le temps de séjour de l'eau, les eaux douces et acides étant les plus susceptibles de provoquer la dissolution du plomb. Le chlore libre résiduel dans l'eau de boisson tend à former davantage de dépôts insolubles contenant du plomb tandis que la chloramine résiduelle peut former davantage de sédiments solubles dans les tuyaux en plomb. Aussi, des changements significatifs de la qualité de l'eau d'un approvisionnement, résultant par exemple de changements dans le traitement ou de changements de source, peuvent modifier la solubilité du plomb ou la solubilisation de dépôts de plomb ou les deux.

Valeur guide provisoire	0,01 mg/l (10 µg/l) La valeur guide est dite provisoire en raison de la performance du traitement et de la faisabilité analytique. Comme ce n'est plus une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires, les concentrations devraient être maintenues aussi faibles que possible en pratique. De nouvelles sources de plomb, telles que des raccordements au réseau et des soudures au plomb, ne devraient être introduites dans aucun réseau et une robinetterie en alliage à faible teneur en plomb devrait être utilisée pour les réparations et de nouvelles installations.
Présence	Les concentrations dans l'eau de boisson sont généralement inférieures à 5 µg/l, bien que des concentrations nettement plus élevées (supérieures à 100 µg/l) aient été mesurées en présence de raccordements au réseau ou d'une robinetterie contenant du plomb. Le raccordement au réseau et l'installation de plomberie dans les bâtiments sont les principales sources de plomb ; le plomb doit donc être mesuré à la sortie du robinet. Les concentrations de plomb peuvent également varier selon la durée pendant laquelle l'eau a été en contact avec les matériaux contenant du plomb.
Fondement de la détermination de la valeur guide	La valeur guide était précédemment basée sur une DHTP du JECFA, qui a depuis été retirée, et aucune nouvelle DHTP n'a été définie car il ne semble pas qu'il y ait de seuil pour les effets principaux du plomb. Cependant, de grands efforts ont été entrepris pour réduire l'exposition au plomb à partir de diverses sources, notamment l'eau de boisson. La valeur guide est maintenue à 10 µg/l mais elle est considérée comme provisoire en raison de la performance du traitement et de la faisabilité analytique car il est extrêmement difficile d'obtenir une concentration plus faible par un traitement centralisé, tel que l'ajout dosé de phosphate.
Limite de détection	1 µg/l par spectrométrie d'absorption atomique (SAA) ; limite pratique de quantification entre 1 et 10 µg/l
Performance du traitement	N'est pas un contaminant de l'eau brute : traitement non applicable
Remarques complémentaires	Les nourrissons et les enfants sont considérés comme les sous-groupes les plus sensibles de la population. Le plomb fait exception par rapport à d'autres risques chimiques car la plus grande partie du plomb dans l'eau de boisson provient de raccordements au réseau et de la plomberie à l'intérieur des bâtiments contenant du plomb, et la solution consiste essentiellement à remplacer les raccordements au

réseau, l'installation de plomberie et la robinetterie contenant du plomb. Cette modification demande beaucoup de temps et est très coûteuse et on sait que l'eau ne sera pas immédiatement conforme à la valeur guide. En attendant, toutes les autres mesures pratiques destinées à réduire l'exposition globale au plomb, notamment la limitation de la corrosion, devraient être mises en œuvre. Dans de nouvelles installations ou lors de réparations, des raccordements au réseau et des soudures sans plomb ainsi qu'une robinetterie en alliage à faible teneur en plomb devraient être utilisés pour éviter d'introduire une contamination.

Le protocole d'échantillonnage adopté, par exemple, premier soutirage, échantillonnage aléatoire au cours de la journée ou après purge, dépendra de l'objectif de la collecte d'échantillons. Quand il s'agit de vérifier que des soudures au plomb ou une robinetterie à forte teneur en plomb n'ont pas été introduites dans de nouveaux réseaux ou lors de réparations, l'approche consiste à prélever un échantillon représentant le pire des cas, c'est-à-dire un séjour prolongé dans le réseau, afin de maximiser la probabilité d'identifier la présence de plomb.

Date de l'évaluation	2016
Principales références	FAO/OMS (2011) <i>Evaluation of certain food additives and contaminants</i> OMS (2011, révision 2016) <i>Lead in drinking-water</i>

L'exposition au plomb entraîne de nombreux effets, notamment divers effets neuro-développementaux, la mortalité (principalement due à des maladies cardiovasculaires), des troubles de la fonction rénale, l'hypertension, des troubles de la fertilité et des issues défavorables de la grossesse. Chez les enfants, des troubles du développement neurologique apparaissent à des concentrations de plomb dans le sang plus faibles que celles induisant d'autres effets ; la tendance générale des données et une plus grande cohérence des résultats de différentes études semblent indiquer que le plomb a principalement des effets neuro-développementaux. Chez les adultes, la tendance générale des données et la plus forte cohérence des résultats de différentes études indiquent une association entre le plomb aux concentrations sanguines les plus faibles et une augmentation de la pression sanguine systolique. Le JECFA en a conclu que les effets sur le développement neurologique et la pression sanguine systolique fournissent les bases appropriées pour des analyses dose-réponse.

Sur la base des analyses dose-réponse, le JECFA a estimé que la DHTP de 25 µg/kg de poids corporel précédemment définie est associée à une diminution d'au moins 3 points de quotient intellectuel (QI) chez les enfants et à une augmentation de la pression sanguine systolique d'approximativement 3 mm Hg (0,4 kPa) chez les adultes. Ces changements sont importants si l'on considère le déplacement de la distribution du QI ou de la pression sanguine pour l'ensemble de la population. Dès lors, le JECFA en a conclu que la DHTP ne permettait plus d'assurer la protection de la santé et elle a été retirée.

Comme les analyses dose-réponse ne fournissent aucune indication d'un seuil pour les effets importants du plomb, le JECFA en a conclu qu'il n'était pas possible de définir une nouvelle DHTP assurant la protection de la santé. Le JECFA a réaffirmé que, étant donné les effets neuro-développementaux, les fœtus, les nourrissons et les enfants constituent les sous-groupes de la population les plus sensibles au plomb.

Le plomb fait exception par rapport à d'autres risques chimiques car la plus grande partie du plomb dans l'eau de boisson provient de raccordements au réseau et de la plomberie à l'intérieur des bâtiments contenant du plomb, et la solution consistant essentiellement à remplacer l'installation de plomberie et la robinetterie contenant du plomb. Cette modification demande beaucoup de temps et est très coûteuse. Dès lors, il est recommandé de mettre en œuvre toutes les autres mesures pratiques destinées à réduire l'exposition globale au plomb, notamment la limitation de la corrosion. Il faut éviter d'introduire de nouvelles sources de plomb, telles que des raccordements en plomb au réseau et des soudures au plomb, et utiliser une robinetterie en alliage à faible teneur en plomb pour les réparations et les nouvelles installations.

En termes de suivi, si l'objectif est d'identifier la présence de plomb dans l'installation de plomberie à l'intérieur des bâtiments, l'échantillon devrait être prélevé au robinet. Les protocoles d'échantillonnage

dépendent également de l'objectif poursuivi. Les échantillons de premier soutirage présenteront habituellement les concentrations les plus élevées en plomb, mais celles-ci ne reflèteront pas les concentrations lors d'une utilisation normale si le même réseau alimente la chasse d'eau des toilettes, etc. Les échantillons prélevés après purge, en revanche, donnent des valeurs cohérentes mais correspondent à un temps de contact minimal entre l'eau et le matériau contenant du plomb. Les échantillons prélevés de manière aléatoire au cours de la journée, bien que reflétant le plus fidèlement l'eau bue par les consommateurs, présentent les niveaux les plus variables ; il est donc nécessaire de prélever un plus grand nombre d'échantillons pour déterminer le niveau moyen d'exposition. Lorsqu'il est nécessaire de vérifier que des raccordements en plomb au réseau, des soudures au plomb et/ou une robinetterie à forte teneur en plomb n'ont pas été introduits dans de nouveaux réseaux ou lors de réparations, l'approche utilisée consiste à prélever un échantillon représentant le pire des cas, c'est-à-dire un séjour prolongé dans le réseau, afin de maximiser la probabilité d'identifier la présence de plomb. Des prélèvements échelonnés au cours d'une période de stagnation prolongée permettent également d'identifier les sources ou emplacements du plomb dans le cadre d'une investigation.

Potassium

Le potassium est un élément essentiel pour l'homme et il est rarement, voire jamais, présent dans l'eau de boisson à des niveaux qui pourraient présenter un risque pour la santé humaine. L'apport quotidien recommandé est supérieur à 3000 mg. Le potassium est largement répandu dans l'environnement, notamment dans toutes les eaux naturelles. Il peut également être présent dans l'eau de boisson suite à l'utilisation du permanganate de potassium comme oxydant dans le traitement de l'eau. Dans certains pays, le chlorure de potassium est utilisé dans les colonnes échangeuses d'ions pour l'adoucissement domestique de l'eau au lieu du chlorure de sodium ou en mélange avec celui-ci, de sorte que des ions potassium sont échangés avec des ions calcium et magnésium. La possibilité de remplacer totalement ou partiellement les sels de sodium par des sels de potassium pour le conditionnement de l'eau dessalée a été suggérée. À ce stade, le développement de ce procédé est peu probable en raison de la différence de coût.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2009
Principale référence	OMS (2009) <i>Potassium in drinking-water</i>

Actuellement, il n'existe pas de preuve indiquant que les niveaux de potassium dans l'eau de boisson traitée au niveau municipal, même l'eau traitée avec du permanganate de potassium, puissent représenter un risque pour la santé des consommateurs. La définition d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires pour le potassium dans l'eau de boisson n'a pas été jugée nécessaire.

Bien que le potassium puisse avoir certains effets sur la santé chez des individus sensibles, l'ingestion de potassium à partir de l'eau de boisson est nettement inférieure au niveau auquel des effets indésirables pour la santé peuvent se produire. Les risques sanitaires seraient liés à la consommation d'eau de boisson traitée par un procédé faisant intervenir le potassium (principalement le chlorure de potassium pour la régénération des adoucisseurs d'eau par échange d'ions), affectant uniquement des individus appartenant à des groupes à haut risque (c'est-à-dire des individus souffrant d'insuffisance rénale ou d'autres maladies, telles qu'affection cardiaque, maladie des artères coronaires, hypertension, diabète, insuffisance surrénale, hyperkaliémie pré-existante ; des personnes prenant des médicaments qui interfèrent avec les fonctions potassium dépendantes normales dans le corps ; et les personnes âgées ou les nourrissons). Il est souhaitable que les personnes vulnérables sollicitent un avis médical pour déterminer si elles doivent éviter de consommer (pour boire ou cuisiner) l'eau traitée avec des adoucisseurs utilisant du chlorure de potassium.

Lorsqu'un médecin a conseillé à des individus à haut risque d'éviter une ingestion importante de potassium à partir de l'eau, la stratégie recommandée consiste à limiter l'ajout de potassium dans l'eau qui

sera ingérée ou d'éviter de boire une telle eau. Le même résultat est obtenu en déviant une part du flux d'eau, contournant ainsi l'adoucisseur ; cette approche est recommandée dans plusieurs pays. Bien que des technologies soient disponibles pour éliminer le potassium, elles sont généralement plus coûteuses et redondantes quand elles sont associées à l'adoucissement.

Produits pétroliers

Les produits pétroliers sont utilisés en grandes quantités, en particulier comme carburants. Ce sont des mélanges complexes de produits chimiques dérivés du pétrole brut par distillation et fractionnement. Ils sont constitués principalement d'une grande gamme d'hydrocarbures aliphatiques et aromatiques, dont beaucoup se dissolvent extrêmement rarement dans l'eau. Les produits pétroliers sont stockés et manipulés à grande échelle et les déversements sont fréquents. Le principal risque pour l'eau de boisson est la possibilité de déversement dans l'eau de source, la pénétration dans les réseaux de distribution et la contamination de stations de traitement d'eau de boisson.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Dans la plupart des situations, le goût et l'odeur permettront de détecter la présence de ces produits à des concentrations inférieures à celles qui sont préoccupantes pour la santé, notamment en cas d'exposition à court terme
Date de l'évaluation	2004
Principale référence	OMS (2008) <i>Petroleum products in drinking-water</i>

L'exposition à des constituants de produits pétroliers par l'eau de boisson se produit souvent à court terme, à la suite d'un déversement accidentel ou d'un incident à court terme. En conséquence de tels incidents, des concentrations très élevés d'hydrocarbures totaux peuvent apparaître. Cependant, un certain nombre des hydrocarbures aromatiques les plus solubles sont détectables par le goût ou l'odeur à des concentrations inférieures à celles qui sont préoccupantes pour la santé, notamment en cas d'exposition à court terme. Les substances telles que les alkylbenzènes et les alkylnaphtalènes présentent des seuils de détection par le goût et l'odeur de quelques microgrammes par litre. Compte tenu de ce qui précède, il ne paraît pas approprié de fixer une valeur guide formelle reposant sur des arguments sanitaires pour les produits pétroliers dans l'eau de boisson.

En cas de déversement, il peut être nécessaire de réaliser une évaluation du risque sanitaire spécifique au contexte. Le fait que les produits pétroliers sont des mélanges complexes de nombreux hydrocarbures particuliers est un facteur qui complique la détermination des risques potentiels pour les consommateurs. L'approche classique consistant à évaluer les différents produits chimiques pour déterminer les risques liés à l'eau de boisson est donc en grande partie inappropriée. Afin de résoudre ce problème, il est plus pratique de considérer une série de fractions d'hydrocarbures et de déterminer les concentrations tolérables appropriées pour ces fractions. L'approche la plus largement acceptée est celle élaborée par le Total Petroleum Hydrocarbons Criteria Working Group aux États-Unis d'Amérique, qui répartit les hydrocarbures du pétrole en une série de fractions aliphatiques et aromatiques basées sur le nombre d'atomes de carbone et le point d'ébullition pour déterminer le nombre d'équivalents carbone.

Cette approche pragmatique fournit une base appropriée pour l'évaluation des risques sanitaires potentiels liés à une contamination à grande échelle de l'eau de boisson par des produits pétroliers. L'attribution à l'eau de boisson d'une part de 10 % de chacune des doses de référence, équivalentes à des DJT, correspondant aux différentes fractions permet une évaluation prudente des risques. Bien que cette approche soit basée sur l'analyse des fractions d'hydrocarbures, la plupart d'entre eux sont peu solubles et les fractions les plus solubles, constituées essentiellement d'hydrocarbures aromatiques de poids moléculaire plus faibles seront les fractions les plus concentrées.

Propanil

Le propanil (CAS No. 709-98-8) est un herbicide de pré-levée agissant par contact, utilisé pour lutter contre les dicotylédones et les graminées adventices, principalement en riziculture. C'est un composé mobile présentant une affinité pour la phase aqueuse. Le propanil n'est toutefois pas persistant et est aisément transformé en plusieurs métabolites dans des conditions naturelles. Deux de ces métabolites, la 3,4-dichloroaniline et le 3,3',4,4'-tétrachloroazobenzène, sont plus toxiques et plus persistants que le composé parent. Bien qu'utilisé dans un certain nombre de pays, le propanil n'a été détecté qu'occasionnellement dans les eaux souterraines.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Ce composé se transforme facilement en ses métabolites, qui sont plus toxiques. On considère comme inapproprié de définir une valeur guide pour le composé parent et les données disponibles ne permettent pas d'en déterminer une pour les différents métabolites
Date de l'évaluation	2003
Principale référence	OMS (2003) <i>Propanil in drinking-water</i>

Bien qu'une valeur reposant sur des arguments sanitaires puisse être déterminée pour le propanil, cela n'a pas été fait, car le propanil se transforme facilement en ses métabolites, qui sont plus toxiques. Une valeur guide pour le composé parent est donc considérée comme inappropriée et les données disponibles sur les métabolites ne permettent pas de déterminer des valeurs guides pour ceux-ci. Les autorités devraient également envisager la présence possible dans l'eau de métabolites plus toxiques pour l'environnement.

Sélénium

Le sélénium est présent dans la croûte terrestre, souvent en association avec des minéraux contenant du soufre. Le sélénium est un oligo-élément essentiel et des aliments tels que les céréales, la viande et le poisson sont les principales sources de sélénium pour la population générale. Les niveaux dans la nourriture varient également considérablement selon la zone géographique de production. Cependant, même dans les zones riches en sélénium, la contribution relative du sélénium à partir de l'eau de boisson sera vraisemblablement faible en comparaison de celle des aliments produits localement.

Valeur guide provisoire	0,04 mg/l (40 µg/l) La valeur guide est dite provisoire en raison des incertitudes liées à la base de données scientifiques.
Présence	La majorité des eaux de boisson contient des concentrations de sélénium qui sont nettement inférieures à 10 µg/l, excepté dans certaines régions sélénifères
Fondement de la détermination de la valeur guide	L'attribution d'une part de 20 % de la dose supérieure admissible de 400 µg/jour à l'eau de boisson assure un bon équilibre qui aide les régulateurs et les fournisseurs à prendre des décisions relatives à la nécessité d'autres mesures
Limite de détection	0,5 µg/l par spectrométrie d'absorption atomique (SAA) avec génération d'hydrures
Performance du traitement	Le sélénium n'est pas éliminé par des procédés de traitement conventionnels ; l'élimination en quantités significatives du sélénium à partir de l'eau par adsorption sur alumine activée, échange d'ions, osmose inverse et nanofiltration a été décrite.
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	20 % de la dose supérieure tolérable
• consommation	2 litres/jour

Remarques complémentaires	<p>Il importe d'établir un équilibre approprié entre les ingestions recommandées et les ingestions indésirables pour déterminer une valeur guide appropriée pour le sélénium dans l'eau de boisson. Bien que, dans la plupart des régions du monde, la concentration de sélénium dans l'eau de boisson n'excède pas 10 µg/l, il existe des situations dans lesquelles les concentrations de sélénium peuvent être significativement plus élevées que la normale et des recommandations peuvent être nécessaires. Lorsque la quantité de sélénium ingérée à partir de la nourriture est connue, il est possible de déterminer une concentration qui garantit que la quantité ingérée est suffisante et sans risque. Lorsque la part de sélénium ingérée via la nourriture est inconnue, des recommandations peuvent être nécessaires.</p> <p>Dans la plupart des États Membres, une valeur guide pour le sélénium dans l'eau de boisson n'est pas nécessaire. Dans les régions dans lesquelles l'ingestion à partir de différentes sources, notamment l'eau de boisson, est importante, les États Membres devraient prendre en compte l'exposition due à l'ensemble des sources pour prendre des mesures destinées à réduire l'exposition. Pour l'eau de boisson, ces mesures peuvent notamment consister à utiliser des approvisionnements de substitution, à mélanger l'eau fortement chargée en sélénium avec de l'eau peu chargée ainsi qu'à éliminer le sélénium.</p>
Date de l'évaluation	2010
Principales références	FAO/OMS (2004) <i>Vitamin and mineral requirements in human nutrition</i> OMS (2011) <i>Selenium in drinking-water</i>

Le sélénium est un élément essentiel pour l'homme et des données indiquent que l'apport pourrait se situer à un niveau marginal dans de nombreuses parties du monde, notamment en Europe occidentale. Les effets nocifs potentiels d'une carence en sélénium dépendent d'un certain nombre de facteurs, notamment l'état de santé général et l'état nutritionnel. Un très faible statut en sélénium chez l'homme a été mis en relation avec une myocardite juvénile multifocale appelée maladie de Keshan et une chondrodystrophie appelée maladie de Kaschin-Beck. Plusieurs études ont également montré que les niveaux sériques de sélénium étaient en relation inverse avec la prévalence de plusieurs types de cancer.

Des ingestions élevées de sélénium sont également associées à un certain nombre de maladies spécifiques et à des effets nocifs potentiels mais, à nouveau, cette relation est fortement influencée par d'autres facteurs. Chez les personnes présentant des niveaux de sélénium urinaires élevés, les symptômes sont notamment des troubles gastro-intestinaux, une décoloration de la peau, des caries dentaires, la perte des cheveux ou des ongles, des anomalies au niveau des ongles et des changements au niveau des nerfs périphériques. De légères modifications biochimiques ont également été observées. Un cas de toxicité du sélénium directement attribuable à une source d'eau (eau d'un puits contenant du sélénium à une concentration de 9 mg/l) a été signalé. Une ingestion alimentaire moyenne supérieure à 900 µg/jour est associée à la sélénose.

Comme le sélénium est un élément essentiel, différentes organisations nationales et internationales ont défini des doses journalières recommandées pour le sélénium. Un comité mixte de consultation FAO/OMS a recommandé des doses de 6 à 21 µg de sélénium par jour pour les nourrissons et les enfants, selon l'âge ; de 26 et 30 µg de sélénium par jour pour les adolescentes et les adolescents, respectivement ; et de 26 et 35 µg de sélénium par jour pour les femmes et les hommes, respectivement.

Du fait des préoccupations liées aux effets toxiques résultant d'une exposition à des niveaux excessifs de sélénium, différentes organisations nationales et internationales ont défini des limites supérieures de l'exposition au sélénium. Le comité FAO/OMS a défini une limite supérieure admissible pour le sélénium de 400 µg/jour.

Simazine

La simazine (CAS No. 122-34-9) est un herbicide de pré-levée utilisé dans un certain nombre de cultures ainsi que sur des surfaces non cultivées. Elle est assez résistante aux processus physiques et chimiques de dissipation dans le sol. Elle est persistante et mobile dans l'environnement.

Valeur guide	0,002 mg/l (2 µg/l)
Présence	Fréquemment détectée dans les eaux souterraines et les eaux de surface à des concentrations allant jusqu'à quelques microgrammes par litre
DJT	0,52 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 0,52 mg/kg de poids corporel déterminée à partir d'une étude à long terme avec des rats (basée sur des changements de poids, des effets sur les paramètres hématologiques et une augmentation des tumeurs mammaires) et en appliquant un facteur d'incertitude 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour une possible cancérogénicité non génotoxique)
Limite de détection	0,01 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM) ; 0,1 à 0,2 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur thermo-ionique de flamme
Performance du traitement	Une concentration de 0,1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Simazine in drinking-water</i>

La simazine ne semble pas génotoxique dans des systèmes mammifères. Des études récentes ont montré une augmentation des tumeurs mammaires chez le rat femelle mais pas d'effets chez la souris. Le CIRC a placé la simazine dans le Groupe 3 (inclassable quant à sa cancérogénicité chez l'homme).

Sodium

Les sels de sodium (par exemple, le chlorure de sodium) sont présents dans pratiquement tous les aliments (la principale source d'exposition) et dans l'eau de boisson. Bien que les concentrations de sodium dans l'eau potable soient généralement inférieures à 20 mg/l, elles peuvent être beaucoup plus élevées dans certains pays. Les niveaux de sels de sodium dans l'air sont normalement faibles par rapport aux niveaux mesurés dans la nourriture ou dans l'eau. On notera que certains adoucisseurs d'eau peuvent augmenter considérablement le contenu en sodium dans l'eau de boisson.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Non préoccupant pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson
Remarques complémentaires	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Sodium in drinking-water</i>

Il n'est pas possible de tirer des conclusions fermes sur l'association possible entre le sodium dans l'eau de boisson et l'hypertension. Dès lors, aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'est proposée. Cependant, les concentrations supérieures à 200 mg/l peuvent conférer un goût inacceptable (voir le Chapitre 10).

Styrène

Le styrène, qui est principalement utilisé dans la production de plastiques et de résines, est détecté en traces dans les eaux de surface, l'eau de boisson et la nourriture. Dans les régions industrielles, l'exposition par l'air peut entraîner l'ingestion de quelques centaines de microgrammes par jour. Le tabagisme peut augmenter jusqu'à 10 fois l'exposition quotidienne.

Valeur guide	0,02 mg/l (20 µg/l)
Présence	A été détecté dans l'eau de boisson et les eaux de surface à des concentrations inférieures à 1 µg/l
DJT	7,7 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 7,7 mg/kg de poids corporel par jour pour une diminution du poids corporel observée dans une étude de 2 ans avec des rats exposés via l'eau de boisson, et en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour la cancérogénicité et la génotoxicité de l'intermédiaire réactif styrène-7,8-oxyde)
Limite de détection	0,3 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à photo-ionisation (GC-PD) et confirmation par spectrométrie de masse
Performance du traitement	Une concentration de 0,02 mg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Remarques complémentaires	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson à la concentration correspondant à la valeur guide
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Styrene in drinking-water</i>

Après exposition orale ou inhalation, le styrène est rapidement absorbé et largement distribué dans le corps, en particulier dans les dépôts lipidiques. Il est métabolisé en un intermédiaire actif, le styrène-7,8-oxyde, qui se conjugue au glutathion ou subit une nouvelle métabolisation. Les métabolites sont rapidement et presque totalement excrétés dans l'urine. Le styrène présente une faible toxicité aiguë. Dans des études de toxicité à court terme avec des rats, une inhibition de l'activité glutathion transférase et une réduction des concentrations de glutathion ont été observées. Dans des tests *in vitro*, le styrène s'est avéré mutagène en cas d'activation métabolique uniquement. Dans des études *in vitro* et *in vivo*, des aberrations chromosomiques ont été observées, principalement avec des doses élevées de styrène. L'intermédiaire réactif, le styrène-7,8-oxyde, est un mutagène à action directe. Dans des études à long terme, le styrène administré par voie orale augmente l'incidence de tumeurs pulmonaires chez la souris à des doses élevées mais n'a pas d'effet cancérogène chez le rat. Le styrène-7,8-oxyde est cancérogène pour le rat après administration orale. Le CIRC a classé le styrène dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérogène pour l'homme). Les données disponibles suggèrent que la cancérogénicité du styrène est due à une saturation du mécanisme de détoxification du styrène-7,8-oxyde (par exemple, appauvrissement en glutathion).

Sulfate

Les sulfates sont naturellement présents dans de nombreux minéraux et sont commercialisés principalement pour l'industrie chimique. Leur présence dans l'eau provient de déchets industriels et de dépôts

atmosphériques ; cependant, les niveaux les plus élevés sont habituellement observés dans les eaux souterraines et sont d'origine naturelle. En général, l'ingestion quotidienne moyenne de sulfates à partir de l'eau de boisson, de l'air et de la nourriture est d'environ 500 mg, la nourriture étant la source majeure. Cependant, dans les régions dans lesquelles l'eau de boisson contient des niveaux élevés de sulfates, l'eau de boisson peut constituer la source principale d'ingestion.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Non préoccupant pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson
Remarques complémentaires	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson
Date de l'évaluation	2003
Principale référence	OMS (2004) <i>Sulfate in drinking-water</i>

Les données existantes ne permettent pas d'identifier un niveau de sulfates dans l'eau de boisson qui est susceptible d'avoir des effets nocifs sur la santé humaine. Les données d'une étude avec des aliments liquides chez des porcelets et des études avec de l'eau du robinet sur des volontaires humains indiquent un effet laxatif à des concentrations de 1000 à 1200 mg/l, mais pas d'augmentation de la diarrhée ou de la déshydratation ni de perte de poids.

Aucune valeur guide reposant sur des arguments sanitaires n'est proposée pour les sulfates. Cependant, compte tenu des effets gastro-intestinaux résultant de l'ingestion d'eau de boisson contenant des concentrations élevées de sulfates, il est souhaitable que les autorités sanitaires soient informées sur les sources d'eau de boisson contenant des concentrations de sulfates supérieures à 500 mg/l. La présence de sulfates dans l'eau de boisson peut également lui conférer un goût perceptible (voir le Chapitre 10) et contribuer à la corrosion des systèmes de distribution.

Sulfure d'hydrogène

Le sulfure d'hydrogène est un gaz à odeur pénétrante « d'œufs pourris » qui est détectable à de très faibles concentrations, inférieures à 0,8 µg/m³ dans l'air. Il se forme par hydrolyse de sulfures dans l'eau. Cependant, le niveau de sulfure d'hydrogène observé dans l'eau de boisson est habituellement faible, car les sulfures sont rapidement oxydés dans l'eau bien aérée ou chlorée.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Non préoccupant pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson
Remarques complémentaires	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Hydrogen sulfide in drinking-water</i>

La toxicité aiguë du sulfure d'hydrogène pour l'homme suite à l'inhalation du gaz est élevée ; une irritation des yeux peut être observée à des concentrations de 15 à 30 mg/m³. Bien que peu de données de toxicité orale soient disponibles, il est peu probable qu'une personne puisse absorber une dose toxique de sulfure d'hydrogène à partir de l'eau de boisson. Par conséquent, aucune valeur guide n'est proposée. Le sulfure d'hydrogène peut toutefois être aisément détecté dans l'eau de boisson par le goût ou l'odeur (voir le Chapitre 10).

2,4,5-T

Les demi-vies pour la dégradation des herbicides chlorophénoxy, notamment le 2,4,5-T (CAS No. 93-76-5), également appelé acide 2,4,5-trichlorophénoxyacétique, dans l'environnement sont de l'ordre de plusieurs jours. Les herbicides chlorophénoxy sont rarement détectés dans la nourriture.

Valeur guide	0,009 mg/l (9 µg/l)
Présence	Les herbicides chlorophénoxy sont rarement détectés dans l'eau de boisson ; lorsqu'ils le sont, les concentrations ne sont habituellement pas supérieures à quelques microgrammes par litre
DJT	3 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 3 mg/kg de poids corporel pour une réduction du gain de poids corporel, une augmentation des poids du foie et des reins et une toxicité rénale dans une étude de 2 ans avec des rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour prendre en compte l'association évoquée entre le 2,4,5-T et le sarcome des tissus mous et le lymphome non hodgkinien dans les études épidémiologiques)
Limite de détection	0,02 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD)
Performance du traitement	Une concentration de 1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS(2003) <i>Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water</i>

Les herbicides chlorophénoxy, en tant que groupe, ont été classés par le CIRC dans le Groupe 2B (agents pouvant être cancérogènes pour l'homme). Cependant, les données disponibles dans les études portant sur des populations exposées et des animaux de laboratoire ne permettent pas d'évaluer le potentiel cancérogène pour l'homme spécifique à chaque herbicide chlorophénoxy. Dès lors, les directives pour l'eau de boisson relatives à ces composés sont fondées sur une approche à seuil pour d'autres effets toxiques. La NOAEL pour les effets sur la reproduction (réduction de la survie néonatale, diminution de la fertilité, réduction des poids relatifs du foie et du thymus pour les portées) du 2,4,5-T exempt de dioxine (< 0,03 µg/kg) dans une étude des effets sur la reproduction de rats pendant trois générations est la même que la NOAEL pour la réduction du gain de poids corporel, l'augmentation des poids du foie et des reins et la toxicité rénale dans une étude de toxicité dans laquelle les rats ont été nourris avec des aliments contenant du 2,4,5-T (pratiquement exempt de contamination par la dioxine) pendant 2 ans.

Terbuthylazine

La terbuthylazine (CAS No. 5915-41-3), ou TBA, est un herbicide qui appartient à la famille des chlorotriazines, et est utilisée dans les traitements pré-levée et post-levée dans diverses cultures et en sylviculture. La dégradation de la TBA dans les eaux naturelles dépend de la présence de sédiments et de l'activité biologique.

Valeur guide	0,007 mg/l (7 µg/l)
--------------	---------------------

Présence	Les concentration dans l'eau excèdent rarement 0,2 µg/l, bien que des concentrations plus élevées aient été observées
DJT	2,2 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 0,22 mg/kg de poids corporel pour une diminution du gain de poids corporel à la dose immédiatement supérieure dans une étude de toxicité/cancérogénicité de 2 ans avec des rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 100 (pour la variation inter- et intraspécifique)
Limite de détection	0,1 µg/l par chromatographie liquide haute performance (CLHP) avec détection dans l'ultraviolet (UV)
Performance du traitement	Une concentration de 0,1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	1998
Principale référence	OMS (2003) <i>Terbutylazine in drinking-water</i>

Il n'existe pas de preuve de la cancérogénicité ni de la mutagénicité de la TBA. Dans des études alimentaires à long terme avec des rats, on a observé des effets sur les paramètres des globules rouges chez les femelles, une incidence accrue de lésions non néoplasiques dans le foie, les poumons, la thyroïde et les testicules et une légère diminution du gain de poids corporel.

Tétrachloroéthène

Le tétrachloroéthène est principalement utilisé comme solvant pour le nettoyage chimique et, dans une moindre mesure, comme agent de dégraissage. Il est répandu dans l'environnement et est observé en traces dans l'eau, les organismes aquatiques, l'air, les aliments et les tissus humains. Les niveaux les plus élevés de tétrachloroéthène dans l'environnement sont mesurés dans le cadre des activités industrielles de nettoyage chimique et de dégraissage des métaux. Les émissions peuvent parfois entraîner des concentrations élevées dans les eaux souterraines. Dans les eaux souterraines en anaérobiose, le tétrachloroéthène peut être dégradé en composés plus toxiques, notamment le chlorure de vinyle.

Valeur guide	0,04 mg/l (40 µg/l)
Présence	Les concentrations dans l'eau de boisson sont généralement inférieures à 3 µg/l, bien que des concentrations beaucoup plus élevées aient été détectées dans de l'eau de puits (23 mg/l) et dans des eaux souterraines contaminées (1 mg/l)
DJT	14 µg/kg de poids corporel, sur la base des effets hépatotoxiques observés dans une étude par gavage de 6 semaines avec des souris mâles et une étude de 90 jours par administration dans l'eau de boisson avec des rats mâles et femelles et en tenant compte du potentiel cancérogène (mais pas de la courte durée de l'étude, vu la base de données et pour des raisons liées à l'application de la dose via l'eau de boisson dans une des deux études critiques)
Limite de détection	0,2 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD) ; 4,1 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM)
Performance du traitement	Une concentration de 0,001 mg/l devrait pouvoir être atteinte par strippage à l'air

Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Tetrachloroethene in drinking-water</i>

À des concentrations élevées, le tétrachloroéthène provoque une dépression du système nerveux central. Des altérations du foie et des reins à des concentrations de tétrachloroéthène plus faibles ont été signalées. Le CIRC a classé le tétrachloroéthène dans le Groupe 2A (probablement cancérigène pour l'homme). L'induction de tumeurs hépatiques par le tétrachloroéthène chez des souris mâles et femelles a été signalée, certaines observations indiquant des leucémies des cellules mononucléaires chez des rats mâles et femelles et des tumeurs rénales chez des rats mâles. La tendance générale des données issues d'études visant à évaluer la génotoxicité du tétrachloroéthène, notamment l'induction de cassures d'ADN simple brin, des mutations dans les cellules germinales et des aberrations chromosomiques *in vitro* et *in vivo*, indique que le tétrachloroéthène n'est pas génotoxique.

Tétrachlorure de carbone

Le tétrachlorure de carbone est utilisé principalement dans la production de réfrigérants chlorofluorocarbonés, d'agents de gonflement de la mousse et de solvants. Cependant, depuis que le Protocole de Montréal relatif à des substances qui appauvrissent la couche d'ozone (1987) et ses amendements (1990 et 1992) ont établi un calendrier pour mettre fin à la production et à l'utilisation du tétrachlorure de carbone, sa fabrication et son utilisation sont en constante régression. Le tétrachlorure de carbone est principalement libéré dans l'atmosphère mais également dans les eaux industrielles usées. Bien qu'il passe facilement des eaux de surface dans l'atmosphère, les niveaux dans les eaux souterraines en anaérobiose restent élevés durant des mois, voire des années. Les données disponibles sur les concentrations dans la nourriture sont limitées mais l'ingestion à partir de l'air est vraisemblablement plus importante qu'à partir de la nourriture ou de l'eau de boisson.

Valeur guide	0,004 mg/l (4 µg/l)
Présence	Les concentrations dans l'eau de boisson sont généralement inférieures à 5 µg/l
DJT	1,4 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 1 mg/kg de poids corporel par jour pour les effets hépatotoxiques chez des rats dans une étude par gavage oral de 12 semaines, en ajustant la dose quotidienne et en appliquant un facteur d'incertitude de 500 (100 pour la variation inter- et intraspécifique, 10 pour la durée de l'étude et un facteur de modification de 0,5 parce que, dans cette étude, la substance était administrée sous forme de bolus)
Limite de détection	0,1 à 0,3 µg par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD) ou par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM)
Performance du traitement	Une concentration de 0,001 mg/l devrait pouvoir être atteinte par strippage à l'air
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour

Remarques complémentaires	La valeur guide est inférieure à la gamme de valeurs associées à un excès de risque de cancer sur la durée de vie de 10^{-4} , 10^{-5} et 10^{-6} calculée par extrapolation linéaire.
Date de l'évaluation	2003
Principales références	IPCS (1999) <i>Carbon tetrachloride</i> OMS (2004) <i>Carbon tetrachloride in drinking-water</i>

Les cibles principales de la toxicité du tétrachlorure de carbone sont le foie et les reins. Dans des expériences menées avec des souris et des rats, le tétrachlorure de carbone s'est révélé capable d'induire des hépatomes et des carcinomes hépatocellulaires. Les doses induisant des tumeurs hépatiques sont plus élevées que celles qui induisent une toxicité cellulaire. Il est vraisemblable que la cancérogénicité du tétrachlorure de carbone puisse être considérée comme consécutive à ses effets hépatotoxiques. Sur la base des données disponibles, le tétrachlorure de carbone peut être considéré comme un composé non génotoxique. Le tétrachlorure de carbone est classé par le CIRC comme pouvant être cancérogène pour l'homme (Groupe 2B) : il existe des preuves suffisantes indiquant que le tétrachlorure de carbone est cancérogène pour des animaux de laboratoire, mais on ne dispose pas de preuves pertinentes pour l'homme.

Toluène

La plus grande partie du toluène (sous la forme de mélanges benzène–toluène–éthylbenzène–xylène) est utilisée en mélange dans l'essence. Il est également utilisé comme solvant et comme matériau brut dans l'industrie chimique. L'air est la principale source d'exposition. Le tabagisme et le trafic routier accentuent l'exposition.

Valeur guide	0,7 mg/l (700 µg/l)
Présence	Des concentrations de quelques microgrammes par litre ont été mesurées dans les eaux de surface, les eaux souterraines et l'eau de boisson ; des émissions ponctuelles peuvent entraîner des concentrations plus élevées dans les eaux souterraines (jusqu'à 1 mg/l) ; il peut également pénétrer par diffusion à travers les tuyaux en plastique à partir de sols contaminés
DJT	223 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une LOAEL de 312 mg/kg de poids corporel par jour pour des effets hépatotoxiques marginaux observés dans une étude de 13 semaines par gavage de souris, en ajustant la dose quotidienne et en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour la courte durée de l'étude et l'utilisation d'une LOAEL au lieu d'une NOAEL)
Limite de détection	0,13 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à ionisation de flamme (CG-DIF) ; 6 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM)
Performance du traitement	Une concentration de 0,001 mg/l devrait pouvoir être atteinte par strippage à l'air
Détermination de la valeur guide	
<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau • poids • consommation 	<ul style="list-style-type: none"> 10 % de la DJT 60 kg pour un adulte 2 litres/jour
Remarques complémentaires	La valeur guide est supérieure au seuil de détection par l'odeur le plus faible signalé pour le toluène dans l'eau.
Date de l'évaluation	2003
Principale référence	OMS (2003) <i>Toluene in drinking-water</i>

Le toluène est complètement absorbé à partir du tractus gastro-intestinal et rapidement distribué dans le corps, en particulier dans les tissus adipeux. Le toluène est rapidement métabolisé et, après conjugaison, est excrété principalement dans l'urine. Après exposition au toluène par inhalation dans le cadre d'activités professionnelles, une altération du système nerveux central et une irritation des muqueuses ont été observées. La toxicité orale aiguë est faible. Le toluène a des effets embryotoxiques et fœtotoxiques, mais il n'y a pas de preuve manifeste d'une activité tératogène chez des animaux de laboratoire ni chez l'homme. Des études d'inhalation à long terme avec des rats et des souris n'ont pas apporté de preuve de la cancérogénicité du toluène. Les essais de génotoxicité in vitro sont négatifs tandis que des essais in vivo ont donné des résultats divergents en ce qui concerne les aberrations chromosomiques. Le CIRC a conclu qu'on ne disposait pas de données appropriées sur la cancérogénicité du toluène à la fois pour les animaux de laboratoire et pour l'homme et il a placé le toluène dans le Groupe 3 (agent inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme).

Toxines cyanobactériennes : Microcystine-LR

Parmi les toxines cyanobactériennes, les microcystines constituent le groupe le mieux étudié et qui est probablement le groupe le plus souvent présent dans les eaux douces. De nombreuses considérations pratiques pour la réduction des microcystines s'appliquent de manière similaire aux autres cyanotoxines (cylindrospermopsines, saxitoxines, anatoxine-a et anatoxine-a(s)), avec une différence essentielle concernant l'efficacité de leur élimination lors du traitement de l'eau de boisson : les microcystines sont habituellement liées aux cellules, et des quantités substantielles sont libérées dans l'eau environnante uniquement dans des situations où les cellules sont brisées (lyse) tandis que d'autres cyanotoxines peuvent être dans une large mesure dissoutes dans l'eau.

Bien que des microcystines puissent être présentes dans les poissons, les mollusques et les crustacés provenant d'eaux dans lesquelles prolifèrent des cyanobactéries, l'exposition de l'homme à des microcystines est en grande partie due à l'eau de boisson et à la fréquentation de plans d'eau de loisir dans lesquels prolifèrent des cyanobactéries.

Parmi plus de 80 microcystines identifiées à ce jour, seules quelques-unes sont fréquemment observées et se trouvent en concentrations élevées. La microcystine-LR fait partie des microcystines les plus fréquemment observées et les plus toxiques. C'est la seule pour laquelle suffisamment de données toxicologiques sont disponibles pour pouvoir déterminer une valeur guide provisoire. Les genres cyanobactériens fréquemment observés pouvant contenir des microcystines sont *Microcystis*, *Planktothrix* et *Anabaena* (voir également la section 11.5).

Valeur guide provisoire	<i>Microcystine-LR totale (libre et liée aux cellules):</i> 0,001 mg/l (1 µg/l) La valeur guide est provisoire, car elle se rapporte uniquement à la microcystine-LR, la base de données est limitée et de nouvelles données relatives à la toxicité des toxines cyanobactériennes deviennent disponibles
DJT	0,04 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une pathologie hépatique observée dans une étude de 13 semaines avec des souris et en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 prenant en compte les limitations de la banque de données, en particulier le manque de données sur la toxicité chronique et la cancérogénicité
Limite de détection	0,1 à 1 µg/l par CLHP après extraction des cellules avec une solution aqueuse de méthanol à 75 % ou après concentration des microcystines à partir d'échantillons liquides sur une colonne C-18 ; permet la différenciation entre variants quand des étalons sont disponibles 0,1 à 0,5 µg/l avec des kits de test immunologique disponibles dans le commerce (ELISA) pour les microcystines dissoutes dans l'eau ou dans des extraits cellulaires aqueux ; détection de la plupart des microcystines ; ces techniques ne permettent pas une quantification aussi précise que la CLHP, mais elles sont utiles pour le criblage

	0,5 à 1,5 µg/l par le test à la phosphatase pour les microcystines dissoutes dans l'eau ou dans des extraits cellulaires aqueux ; détection de toutes les microcystines ; ce test ne permet pas une quantification ni une identification aussi précises que la CLHP, mais est utile pour le criblage
Suivi	L'approche préférée est un suivi visuel de l'eau de source (notamment, par microscopie pour les genres susceptibles de contenir des microcystines) pour mettre en évidence l'augmentation de la densité cellulaire cyanobactérienne (prolifération) ou la possibilité de prolifération et mettre en place une vigilance accrue quand ces événements se produisent
Prévention et traitement	Parmi les mesures destinées à réduire la probabilité d'une prolifération, figure la gestion des captages et de l'eau de source, par exemple, la réduction de la charge en nutriments ou la modification de la stratification et du mélange dans le réservoir. Les cyanobactéries peuvent être efficacement éliminées, par exemple, par filtration pour retenir les cellules intactes. Un traitement efficace contre les microcystines libres dans l'eau (ainsi que la plupart des autres cyanotoxines libres) est par exemple l'oxydation par ozonation ou chloration avec des concentrations et des temps de contact suffisants, ainsi que la filtration sur charbon actif granulaire (CAG) et certaines applications avec du charbon actif en poudre (CAP) (voir le document d'appui <i>Management of cyanobacteria in drinking-water supplies</i> ; Annexe 1).
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	80 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Date de l'évaluation	2003
Principales références	Chorus & Bartram (1999) <i>Toxic cyanobacteria in water</i> OMS (2003) <i>Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR in drinking-water</i>

La microcystine-LR est un inhibiteur puissant des sérine/thréonine phosphatases 1 et 2A des eucaryotes. La cible principale de la toxicité de la microcystine est le foie, car les microcystines traversent principalement les membranes cellulaires par les transporteurs d'acide biliaire. La détermination d'une valeur guide est basée sur deux études par voie orale, l'une de 13 semaines avec des souris et l'autre de 44 semaines avec des porcs. Un grand nombre d'empoisonnements du bétail et de la faune sauvage ont été enregistrés. La preuve que la microcystine-LR favorise les tumeurs a été publiée. En 2006, le CIRC l'a classée comme agent pouvant être cancérigène (Groupe 2B).

Considérations pratiques

Les cyanobactéries sont largement répandues dans les lacs, les réservoirs, les étangs et les cours d'eau lents. Lorsque leur croissance est excessive, entraînant une densité élevée de cellules (phénomène de prolifération quelquefois appelé « bloom »), leurs toxines peuvent atteindre des concentrations dans l'eau brute qui sont potentiellement dangereuses pour la santé humaine. Les proliférations se produisent lorsque les concentrations en nutriments (phosphore et azote) sont élevées, en particulier dans l'eau stagnante ou les cours d'eau très lents où elles ont tendance à être récurrentes. Les cellules de certaines espèces de cyanobactéries peuvent s'accumuler en surface sous forme d'écume au niveau de la thermocline de réservoirs dans lesquels il y a une stratification thermique. De telles accumulations peuvent se développer rapidement et peuvent avoir une durée très variable (heures ou semaines). Dans de nombreuses circonstances, les proliférations et les accumulations sont saisonnières.

Il existe diverses mesures de protection des ressources et de gestion des sources pour réduire le risque de prolifération. Parmi celles-ci, la mesure la plus appropriée et la plus efficace consiste à réduire les concentrations en nutriments (en particulier le phosphore) dans le plan d'eau à des niveaux suffisamment

faibles pour limiter sensiblement la biomasse cyanobactérienne susceptible d'apparaître. À cet effet, il faut limiter les charges en nutriments provenant des terres et des eaux usées. Il s'agit notamment de limiter l'érosion ainsi que l'épandage d'engrais et de fertilisants dans la zone du captage. En outre, les mesures de gestion hydrologiques, telles que la circulation et le renouvellement de l'eau, peuvent rendre les conditions hydrophysiques moins favorables aux cyanobactéries et favoriser d'autres espèces planctoniques (c'est-à-dire des algues planctoniques telles que les diatomées) qui sont moins préoccupantes pour la santé humaine.

Comme les microcystines sont presque toujours majoritairement liées aux cellules, tout traitement de l'eau de boisson qui élimine les particules - c'est-à-dire la filtration à travers le sol ou sur berge, la floculation et la filtration ou la flottation à air dissous – permet de lutter efficacement contre les microcystines si le processus est optimisé pour cibler leur élimination. Ceci s'applique également à la fraction liée aux cellules d'autres cyanotoxines. Le procédé devrait être mis en œuvre de façon à éviter la rupture des cellules et la libération des toxines. Des concentrations dangereusement élevées de cyanotoxines dissoutes sont plus rarement observées. Elles sont efficacement éliminées par la plupart des types de charbon actif. La chloration et l'ozonation, pratiquées à des doses suffisamment élevées et avec des durées de contact suffisantes, sont efficaces pour éliminer de nombreuses cyanotoxines, mais ces procédés ne sont pas très efficaces pour lutter contre les saxitoxines. Le permanganate de potassium convient pour éliminer les microcystines tandis qu'on dispose actuellement de peu, ou pas, de données pour d'autres toxines. Le dioxyde de chlore et la chloramine sont inefficaces pour l'élimination des cyanotoxines.

Le suivi le plus efficace des cyanotoxines est basé sur la surveillance de l'eau de source pour identifier les proliférations de cyanobactéries ou leur potentiel de formation (c'est-à-dire les niveaux de nutriments et la composition des espèces du phytoplancton), la vigilance étant accrue quand de tels événements se produisent. En revanche, le suivi des concentrations de cyanotoxines cibles dans l'eau finie n'est pas satisfaisant pour déterminer si elle présente ou non un risque sanitaire en raison de la grande variété de toxines (en particulier, pour les microcystines), de l'absence de valeur guide pour toutes les cyanotoxines à l'exception d'une seule, empêchant un suivi, et de l'absence d'étalons analytiques pour un grand nombre d'entre elles. L'analyse des cyanotoxines est particulièrement utile pour la validation et l'optimisation de l'efficacité des mesures de maîtrise des risques, telles que la filtration sur berge ou un traitement. Une mise en garde dans l'analyse des cyanotoxines est la nécessité d'une extraction de la fraction liée aux cellules ; négliger l'extraction à partir des cellules, en particulier pour les microcystines, entraînerait une très forte sous-estimation des concentrations.

Trichlorobenzènes (totaux)

Les rejets de trichlorobenzènes (TCB) dans l'environnement se produisent lors de leur fabrication et de leur utilisation dans l'industrie comme produits chimiques, comme intermédiaires chimiques et comme solvants. Les TCB ont été détectés dans l'eau de boisson, mais rarement à des niveaux supérieurs à 1 µg/l. L'exposition de la population générale a principalement lieu par l'air et par la nourriture.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présents dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques. Par ailleurs, une valeur reposant sur des arguments sanitaires serait supérieure aux seuils les plus bas détectables par l'odeur signalés
Date de l'évaluation	2003
Principale référence	OMS (2003) <i>Trichlorobenzenes in drinking-water</i>

Les TCB présentent une toxicité aiguë modérée. Après une exposition orale à court terme, les trois isomères présentent des effets toxiques similaires principalement au niveau du foie. Des études de toxicité et de cancérogénicité à long terme par voie orale n'ont pas été effectuées mais les données disponibles suggèrent qu'aucun des trois isomères n'est génotoxique.

Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 20 µg/l peut être calculée pour les TCB totaux en se fondant sur une DJT de 7,7 µg/kg de poids corporel, basée sur la toxicité hépatique identifiée dans une étude de 13 semaines avec des rats, en prenant en compte la courte durée de l'étude. Cependant, comme les TCB sont présents à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques, la détermination d'une valeur guide formelle n'a pas été jugée nécessaire. On notera que la valeur reposant sur des arguments sanitaires est supérieure au seuil de détection par l'odeur le plus faible signalé pour les TCB dans l'eau.

1,1,1-trichloroéthane

Le 1,1,1-trichloroéthane est abondamment utilisé comme solvant de nettoyage du matériel électrique, comme solvant pour adhésifs, revêtements et colorants de textiles et comme réfrigérant et lubrifiant. Il est principalement présent dans l'atmosphère, bien qu'il soit mobile dans les sols et migre aisément dans les eaux souterraines. Le 1,1,1-trichloroéthane a été observé dans relativement peu d'eaux de surface et d'eaux souterraines, habituellement à des concentrations inférieures à 20 µg/l ; des concentrations plus élevées (jusqu'à 150 µg/l) ont été observées dans quelques cas. L'exposition au 1,1,1-trichloroéthane à partir d'autres sources semble prépondérante.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Date de l'évaluation	2003
Principale référence	OMS (2003) <i>1,1,1-Trichloroethane in drinking-water</i>

Le 1,1,1-trichloroéthane est rapidement absorbé dans les poumons et le tractus gastro-intestinal, mais seules de petites quantités—environ 6 % chez l'homme et 3 % chez les animaux de laboratoire—sont métabolisées. L'exposition à des concentrations élevées peut entraîner une stéatose hépatique (« foie gras ») chez l'homme et les animaux de laboratoire. Dans une étude d'ingestion par voie orale correctement menée avec des souris et des rats, les effets sont notamment la réduction de poids du foie et des changements au niveau des reins cohérents avec la néphropathie à gouttelettes hyalines. Le CIRC a placé le 1,1,1-trichloroéthane dans le Groupe 3. Le 1,1,1-trichloroéthane ne semble pas mutagène.

Une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 2 mg/l peut être calculée pour le 1,1,1-trichloroéthane en se fondant sur une DJT de 0,6 mg/kg de poids corporel, basée sur les changements au niveau des reins cohérents avec la néphropathie à gouttelettes hyalines observés dans une étude de 13 semaines par administration orale à des rats mâles, et en tenant compte de la courte durée de l'étude. Cependant, comme le 1,1,1-trichloroéthane est présent à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques, la détermination d'une valeur guide formelle n'a pas été jugée nécessaire.

Trichloroéthène

Le trichloroéthène est principalement utilisé pour le dégraissage des métaux. Il est principalement émis dans l'atmosphère mais il peut aussi s'introduire dans les eaux souterraines et, dans une moindre mesure, dans les eaux de surface avec les effluents industriels. Les mauvaises manipulations ainsi que l'élimination inappropriée du trichloroéthène par la mise en décharge sont les principales causes de contamination des eaux souterraines. Il est prévisible que l'exposition au trichloroéthène à partir de l'air soit plus importante que l'exposition à partir de la nourriture ou de l'eau de boisson sauf si l'eau de boisson contient des niveaux de trichloroéthène supérieurs à environ 10 µg/l.

Valeur guide provisoire	0,02 mg/l (20 µg/l) La valeur guide est dite provisoire en raison des insuffisances de la banque de données toxicologiques.
Présence	Du fait de sa grande volatilité, ses concentrations sont normalement faibles (< 1 µg/l) dans les eaux de surface ; les concentrations peuvent être plus élevées (habituellement inférieures à 100 µg/l) dans les eaux souterraines où la volatilisation et la biodégradation sont réduites.
DJT	1,46 µg/kg de poids corporel par jour dans une étude sur la toxicité du développement avec des rats, en se fondant sur une BMDL ₁₀ (limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % pour une incidence accrue de 10 % du risque de malformations du cœur du fœtus par rapport à la valeur de référence) de 0,146 mg/kg de poids corporel par jour et en appliquant un facteur d'incertitude de 100 pour la variation inter- et intraspécifique
Limite de détection	0,01 à 3,0 µg/l par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire à système de purge et piégeage avec détecteur à photo-ionisation ou avec détecteur à photo-ionisation et détecteur par conductivité électrolytique placés en série ; 0,5 µg/l par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire à système de purge et piégeage couplée à la spectrométrie de masse ; 0,01 µg/l par extraction liquide-liquide et chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD) ; la limite de quantification considérée comme réalisable en pratique dans la plupart des bons laboratoires est 5 µg/l
Performance du traitement	Une concentration de 0,002 mg/l devrait pouvoir être atteinte par strippage à l'air, éventuellement associée à l'adsorption sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau 50% de la DJT • poids 60 kg pour un adulte • consommation 2 litres/jour
Remarques complémentaires	La valeur guide est prudente à la fois pour des critères cancérigènes et non cancérigènes. Dans les pays où les maisons sont faiblement ventilées et la fréquence des douches et bains est élevée, les autorités peuvent décider de prendre en compte les expositions supplémentaires par voie cutanée et par inhalation dans la définition de normes nationales à partir de la valeur guide provisoire.
Date de l'évaluation	2004
Principale référence	OMS (2005) <i>Trichloroethene in drinking-water</i>

Bien que le trichloroéthène semble faiblement génotoxique dans des essais *in vitro* et *in vivo*, plusieurs de ses métabolites sont génotoxiques et certains sont des cancérigènes connus pour l'homme ou susceptibles de l'être. Compte tenu de la tendance des données de cancérigénicité dans deux espèces d'animaux de laboratoire étayées par des données relatives à l'homme, le CIRC a classé le trichloroéthène dans le Groupe 2A (probablement cancérigène pour l'homme). La toxicité du développement est considérée comme l'effet non cancérigène critique en raison du faible niveau d'effets nocifs, de la gravité du critère (malformations cardiaques) et de preuves d'effets similaires (par exemple, anomalies cardiaques) apportées par des études épidémiologiques.

Trifluraline

La trifluraline (CAS No. 1582-09-8) est un herbicide de pré-levée utilisé dans de nombreuses cultures. Elle est faiblement soluble dans l'eau et présente une affinité élevée pour le sol. Cependant, les processus de biodégradation et de photodégradation peuvent conduire à la formation de métabolites polaires qui peuvent

contaminer les sources d'eau de boisson. Bien que ce composé soit utilisé dans de nombreux pays, relativement peu de données sont disponibles sur la contamination de l'eau de boisson.

Valeur guide	0,02 mg/l (20 µg/l)
Présence	Non détectée dans le petit nombre d'échantillons d'eau de boisson analysés ; a été détectée dans les eaux de surface à des concentrations supérieures à 0,5 µg/l et rarement dans les eaux souterraines
DJT	7,5 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 0,75 mg/kg de poids corporel pour des effets hépatiques modérés dans une étude alimentaire de 1 an avec des chiens, en appliquant un facteur d'incertitude de 100 (pour la variation inter- et intraspécifique)
Limite de détection	0,05 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur azote-phosphore
Performance du traitement	Une concentration de 1 µg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG)
Détermination de la valeur guide	
• part attribuée à l'eau	10 % de la DJT
• poids	60 kg pour un adulte
• consommation	2 litres/jour
Remarques complémentaires	Les autorités devraient savoir que la trifluraline de qualité technique peut contenir des composés cancérogènes puissants et ne devrait pas être utilisée.
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Trifluralin in drinking-water</i>

La trifluraline très pure ne présente pas de propriétés mutagènes. La trifluraline de qualité technique peut contenir des contaminants nitroso et s'est avérée mutagène. Aucune preuve de cancérogénicité n'a été apportée dans plusieurs études de toxicité/cancérogénicité à long terme quand un produit pur (99%) était utilisé dans les essais. Le CIRC a placé la trifluraline de qualité technique dans le Groupe 3 (agent inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme).

Trihalométhanes (bromoforme, bromodichlorométhane, chloroforme, dibromochlorométhane)

Les THM se forment dans l'eau de boisson principalement suite à la chloration de la matière organique naturellement présente dans les approvisionnements d'eau brute. La vitesse et le degré de formation des THM augmentent en fonction de la concentration de chlore et d'acides humiques, de la température, du pH et de la concentration d'ions bromure. Le chloroforme est le THM le plus courant et le principal sous-produit de désinfection dans les eaux de boisson chlorées. En présence de bromures, des THM bromés se forment préférentiellement et les concentrations de chloroforme diminuent proportionnellement. On estime que la plupart des THM présents dans l'eau passent finalement dans l'air du fait de leur volatilité. Pour le chloroforme, par exemple, les individus peuvent être exposés à des concentrations élevées en prenant des douches avec de l'eau chlorée du réseau de distribution. Pour les THM volatils, quatre sources contribuent environ à parts égales à l'exposition totale : ingestion d'eau de boisson, inhalation de l'air à l'intérieur des bâtiments provenant essentiellement de la volatilisation à partir de l'eau de boisson, inhalation et exposition par voie cutanée en prenant des douches ou des bains, et ingestion de nourriture, l'ensemble de l'exposition, à l'exception de la nourriture, provenant d'abord de l'eau de boisson. L'exposition aux THM volatils par l'air à l'intérieur des bâtiments joue un rôle particulièrement important dans les pays dans lesquels la ventilation dans les maisons est faible et la fréquence des douches et bains est élevée.

Valeurs guides	<p><i>Chloroforme</i> : 0,3 mg/l (300 µg/l)</p> <p><i>Bromoforme</i> : 0,1 mg/l (100 µg/l)</p> <p><i>Dibromochlorométhane (DBCM)</i> : 0,1 mg/l (100 µg/l)</p> <p><i>Bromodichlorométhane (BDCM)</i> : 0,06 mg/l (60 µg/l)</p>
Présence	Il est peu probable de détecter des THM dans l'eau brute (excepté à proximité d'une source de pollution), mais ils sont habituellement présents dans l'eau finie ou chlorée ; les concentrations sont généralement inférieures à 100 µg/l ; dans la plupart des cas, le chloroforme est le composé dominant
DJT	<p><i>Chloroforme</i> : 15 µg/kg de poids corporel, déterminée à partir de la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % pour une incidence de 5 % de kystes hépatiques, générée par une modélisation pharmacocinétique à fondement physiologique, avec des chiens ayant ingéré du chloroforme dans du dentifrice pendant 7,5 ans, en appliquant un facteur d'incertitude de 25 (10 pour les différences intraspécifiques de toxicocinétique et de toxicodynamique) et 2,5 pour les différences interspécifiques de toxicodynamique)</p> <p><i>Bromoforme</i> : 17,9 µg/kg de poids corporel, sur la base de l'absence de lésions histopathologiques au niveau du foie dans une étude correctement menée et bien documentée de 90 jours avec des rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour la possibilité de cancérogénicité et la courte durée d'exposition)</p> <p><i>DBCM</i> : 21,4 µg/kg de poids corporel, sur la base de l'absence de lésions histopathologiques au niveau du foie dans une étude correctement menée et bien documentée de 90 jours avec des rats, en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour la possibilité de cancérogénicité et la courte durée d'exposition) ; on n'a pas appliqué de facteur d'incertitude supplémentaire pour la cancérogénicité potentielle car des tumeurs hépatiques chez la souris liées à l'utilisation de véhicules à base d'huile de maïs soulèvent des questions et les données relatives à la génotoxicité ne sont pas concluantes</p>
Fondement de la détermination de la valeur guide	<i>BDCM</i> : Application du modèle multi-étapes linéarisé pour les augmentations observées d'incidence des tumeurs rénales chez des souris mâles dans un essai biologique du National Toxicology Program (NTP) des États-Unis d'Amérique
Limite de détection	0,1 à 0,2 µg/l (limites de détection du procédé) par chromatographie avec système de purge et piégeage et extraction liquide-liquide et injection aqueuse directe ; 0,1 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur par capture d'électrons (GC-ECD) ; 2,2 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM)
Performance du traitement	Les concentrations peuvent être réduites par des changements dans les pratiques de désinfection (par exemple, par réduction des précurseurs organiques des THM) ou par strippage à l'air.
Détermination des valeurs guides	
<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau • poids • consommation 	<p>20 % de la DJT pour le bromoforme et le DBCM</p> <p>75 % de la DJT pour le chloroforme</p> <p>60 kg pour un adulte</p> <p>2 litres/jour</p>
Remarques complémentaires concernant les THM	<p>Les autorités souhaitant établir une norme pour les THM totaux, afin de tenir compte du caractère additif de la toxicité, pourraient appliquer l'approche de répartition ci-dessous :</p> $\frac{C_{\text{bromoforme}}}{GV_{\text{bromoforme}}} + \frac{C_{\text{DBCM}}}{GV_{\text{DBCM}}} + \frac{C_{\text{BDCM}}}{GV_{\text{BDCM}}} + \frac{C_{\text{chloroforme}}}{GV_{\text{chloroforme}}} \leq 1$ <p>dans laquelle C = concentration et GV = valeur guide.</p> <p>Les autorités souhaitant utiliser une valeur guide pour l'ensemble des THM ne devraient pas simplement additionner les valeurs guides des différents produits pour fixer une norme.</p>

	<p>Il importe de souligner que l'efficacité de la désinfection ne doit jamais être compromise en tentant de respecter les valeurs guides pour les THM. Néanmoins, étant donné le lien potentiel entre les effets nocifs sur la reproduction et les THM, en particulier les THM bromés, il est souhaitable de maintenir les niveaux de THM dans l'eau de boisson aussi bas que possible.</p>
Remarques complémentaires concernant le chloroforme	<p>Dans les pays où les maisons sont faiblement ventilées et la fréquence des douches et bains est élevée, la valeur guide peut être abaissée pour tenir compte des expositions supplémentaires liées à l'inhalation de l'air à l'intérieur des bâtiments provenant majoritairement de la volatilisation à partir de l'eau de boisson ainsi qu'à l'inhalation et à l'exposition par voie cutanée pendant la douche ou le bain.</p> <p>La valeur guide est basée sur la même étude que dans la troisième édition ; l'augmentation de la valeur résulte principalement du changement de 50 % à 75 % de la part de l'exposition attribuée à l'eau de boisson pour tenir compte du fait que le chloroforme est moins utilisé à présent qu'en 1993 quand la valeur guide initiale avait été établie.</p>
Remarques complémentaires concernant le BDCM	<p>Bien qu'une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 21 µg/l ait été déterminée, la valeur guide antérieure de 60 µg/l a été maintenue pour deux raisons : 1) les deux calculs sont basés sur la même étude, les seules différences étant le modèle et les hypothèses du modèle utilisés pour déterminer la valeur guide ; il n'y a donc pas de fondements scientifiques justifiant un changement de la valeur guide ; et 2) les concentrations de BDCM inférieures à 50 µg/l peuvent être difficilement atteignables en utilisant la technologie actuellement disponible sans compromettre l'efficacité de la désinfection.</p> <p>Comme pour le chloroforme, les autorités de pays dans lesquels les maisons sont faiblement ventilées et la fréquence des douches et bains est élevée pourraient abaisser la valeur guide afin de tenir compte des expositions par inhalation et voie cutanée bien que, comme noté plus haut, des concentrations inférieures à 50 µg/l soient difficilement atteignables en utilisant la technologie actuellement disponible sans compromettre l'efficacité de la désinfection.</p> <p>Comme les résultats d'un essai biologique récent du National Toxicology Program (NTP) des États-Unis d'Amérique pour déterminer la cancérogénicité du BDCM administré dans l'eau de boisson sont négatifs, il est peu vraisemblable que des dépassements de la valeur guide accroissent le risque de cancer.</p>
Date de l'évaluation	2004
Principales références	<p>IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i></p> <p>IPCS (2004) <i>Chloroform</i> USNTP (1987). <i>Toxicology and carcinogenesis studies of bromodichloromethane in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies)</i></p> <p>OMS (2005) <i>Trihalomethanes in drinking-water</i></p>

Chloroforme

La tendance des données concernant la toxicité du chloroforme est considérée comme négative. Le CIRC a classé le chloroforme parmi les agents pouvant être cancérogènes pour l'homme (Groupe 2B) en se fondant sur des preuves limitées de cancérogénicité pour l'homme mais des preuves suffisantes obtenues avec des animaux de laboratoire. La tendance des données pour les tumeurs hépatiques chez la souris étaye un mécanisme d'induction à seuil. Bien qu'il soit vraisemblable que les tumeurs rénales observées chez les rats puissent également être associées à un mécanisme à seuil, la base de données présente certaines insuffisances à cet égard. L'effet toxique le plus généralement observé pour le chloroforme est l'altération de la région centrolobulaire du foie. La gravité de ces effets pour l'administration d'une dose unitaire dépend de l'espèce, du véhicule et de la méthode d'administration du chloroforme.

Bromoforme

Dans un essai biologique du National Toxicology Program (NTP) des États-Unis d'Amérique, le bromoforme induit une faible augmentation de tumeurs relativement rares du gros intestin chez les deux sexes de rats, mais n'induit pas de tumeur chez la souris. Les données provenant de divers essais sur la génotoxicité du bromoforme sont équivoques. Le CIRC a placé le bromoforme dans le Groupe 3 (agent inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme).

Dibromochlorométhane

Dans un essai biologique du National Toxicology Program (NTP) des États-Unis d'Amérique, le DBCM induit des tumeurs hépatiques chez des souris femelles et peut-être chez des souris mâles mais pas chez des rats. La génotoxicité du DBCM a été étudiée dans un certain nombre d'essais, mais les données disponibles sont considérées comme non concluantes. Le CIRC a placé le DBCM dans le Groupe 3 (agent inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme).

Bromodichlorométhane

Le CIRC a classé le BDCM dans le Groupe 2B (agent pouvant être cancérogène pour l'homme). Le BDCM a donné à la fois des résultats positifs et négatifs dans divers essais de génotoxicité in vitro et in vivo. Dans un essai biologique du National Toxicology Program (NTP) des États-Unis d'Amérique, le BDCM a induit des adénomes et adénocarcinomes rénaux chez des rats des deux sexes et chez des souris mâles, de rares tumeurs du gros intestin (polypes adénomateux et adénocarcinomes) chez des rats des deux sexes et des adénomes et adénocarcinomes hépatocellulaires chez des souris femelles. Cependant, les résultats d'un essai biologique récent du National Toxicology Program (NTP) des États-Unis d'Amérique pour déterminer la cancérogénicité du BDCM administré dans l'eau de boisson sont négatifs. Un lien a également été établi entre l'exposition au BDCM et une possible augmentation des effets sur la reproduction (risque accru d'avortement spontané ou de mortinaissance).

Uranium

L'uranium est abondamment répandu dans la nature ; il est notamment présent dans les granites et divers autres dépôts minéraux. Il est principalement utilisé comme combustible dans les centrales nucléaires. L'uranium est présent dans l'environnement suite à la lixiviation à partir de dépôts naturels, de résidus de traitement, d'émissions de l'industrie nucléaire, de la combustion du charbon et d'autres combustibles et de l'utilisation de fertilisants phosphatés qui contiennent de l'uranium. L'ingestion d'uranium à partir de l'air est faible et l'ingestion par la nourriture semble comprise entre 1 et 4 µg/jour. L'ingestion via l'eau de boisson est normalement extrêmement faible ; cependant, quand l'uranium est présent dans une eau de boisson, la majorité de la quantité ingérée peut provenir de celle-ci.

Valeur guide provisoire	0,03 mg/l (30 µg/l) La valeur guide est dite provisoire en raison d'incertitudes scientifiques quant à la toxicité de l'uranium.
Présence	Les niveaux dans l'eau de boisson sont généralement inférieurs à 1 µg/l, bien que des concentrations allant jusqu'à 700 µg/l aient été mesurées dans des approvisionnements privés.
DJT	60 µg, déterminée à partir de la limite inférieure de l'intervalle de confiance à 95 % dans le 95 ^e pourcentile de la distribution de l'exposition à l'uranium dans

	une étude réalisée en Finlande, en appliquant un facteur d'incertitude de 10 pour la variation intraspécifique
Limite de détection	0,01 µg/l par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) ; 0,1 µg/l par fluorimétrie solide avec excitation au laser ou par rayonnement UV ; 0,2 µg/l par plasma à couplage inductif avec adsorption sur résine chélatante
Performance du traitement	Une concentration de 1 µg/l devrait pouvoir être atteinte en utilisant un traitement conventionnel (par exemple, coagulation ou échange d'ions)
Détermination de la valeur guide	
• consommation	2 litres/jour
Remarques complémentaires	Lorsque la concentration dans les approvisionnements dépasse 30 µg/l, il importe d'éviter d'agir dans la précipitation. Il faut tenir compte de l'exposition à partir de l'ensemble des sources et de la disponibilité d'approvisionnements de substitution sans risque sanitaire. Seules les aspects chimiques et non radiologiques de la toxicité de l'uranium sont pris en compte ici.
Date de l'évaluation	2003, révision en 2011
Principale référence	OMS (2011) <i>Uranium in drinking-water</i>

Les données relatives à la cancérogénicité de l'uranium chez l'homme et les animaux de laboratoire sont insuffisantes. La néphrite est le principal effet induit par les propriétés chimiques de l'uranium chez l'homme. Peu d'informations sont disponibles concernant les effets chroniques liés à l'exposition à l'uranium dans l'environnement pour la santé humaine. Un certain nombre d'études épidémiologiques de populations exposées à l'uranium via l'eau de boisson ont montré une corrélation avec la présence de phosphatase alcaline et de β -microglobuline dans l'urine ainsi qu'avec de faibles altérations de la fonction tubulaire proximale. Cependant, les valeurs mesurées appartenaient au domaine physiologique normal et ces observations ne sont pas cohérentes entre les différentes études.

Les études réalisées jusqu'à présent n'ont pas permis de définir clairement une concentration sans effet chez l'homme. Ce n'est pas surprenant car la plupart des populations étudiées sont très petites et il existe une variation normale substantielle dans les paramètres mesurés au sein de la population humaine. Cependant, les données globales indiquent qu'il n'y a pas de preuve manifeste d'effets pour une exposition à une concentration inférieure à 30 µg/l. En fait, la preuve d'effets sur le rein, qui semble être l'organe le plus sensible, est équivoque jusqu'à des concentrations nettement plus élevées.

La valeur guide provisoire de 30 µg/l, qui est déterminée à partir de nouvelles études épidémiologiques sur des populations exposées à des concentrations élevées d'uranium, remplace une valeur guide provisoire de 15 µg/l qui avait été déterminée à partir d'études avec des animaux de laboratoire et qui était dite provisoire en raison d'incertitudes liées à la toxicologie et à l'épidémiologie de l'uranium ainsi qu'à des difficultés liées aux possibilités techniques dans les approvisionnements plus petits. On notera que les études portant sur des populations humaines, quand elles sont disponibles et de bonne qualité, sont la source préférée d'informations sanitaires pour déterminer des valeurs guides.

Xylènes

Les xylènes sont utilisés dans les mélanges d'essence, comme solvants et comme intermédiaires chimiques. Ils sont libérés dans l'environnement, principalement dans l'air. L'exposition aux xylènes a lieu principalement à partir de l'air et elle est accentuée par le tabagisme.

Valeur guide	0,5 mg/l (500 µg/l)
--------------	---------------------

Présence	Des concentrations allant jusqu'à 8 µg/l ont été signalées dans les eaux de surface, les eaux souterraines et l'eau de boisson ; des niveaux de quelques milligrammes par litre ont été détectés dans les eaux souterraines polluées par des émissions ponctuelles ; les xylènes peuvent également pénétrer à travers les tuyaux en plastique à partir de sols contaminés
DJT	179 µg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 250 mg/kg de poids corporel par jour pour une diminution du poids corporel dans une étude de 103 semaines par gavage de rats en ajustant la dose quotidienne et en appliquant un facteur d'incertitude de 1000 (100 pour la variation inter- et intraspécifique et 10 pour les limites des critères toxicologiques)
Limite de détection	0,1 µg/l par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM) ; 1 µg/l par chromatographie en phase gazeuse avec détecteur à ionisation de flamme (CG-DIF)
Performance du traitement	Une concentration de 0,005 mg/l devrait pouvoir être atteinte par filtration sur charbon actif granulaire (CAG) ou par strippage à l'air
Détermination de la valeur guide	<ul style="list-style-type: none"> • part attribuée à l'eau 10 % de la DJT • poids 60 kg pour un adulte • consommation 2 litres/jour
Remarques complémentaires	La valeur guide est supérieure au seuil de détection par l'odeur le plus faible signalé pour les xylènes dans l'eau de boisson.
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Xylenes in drinking-water</i>

Les xylènes sont rapidement absorbés par inhalation. On ne dispose pas de données sur l'exposition par voie orale. Les xylènes sont rapidement distribués dans le corps, en particulier dans les tissus adipeux. Ils sont presque complètement métabolisés et excrétés dans l'urine. La toxicité orale aiguë des xylènes est faible. Aucune preuve convaincante du caractère tératogène n'a été rapportée. Des études de cancérogénicité à long terme n'ont pas apporté de preuve de sa cancérogénicité. Les tests de mutagénicité *in vitro* et *in vivo* se sont révélés négatifs.

Zinc

Le zinc est un oligo-élément essentiel présent dans pratiquement tous les aliments et l'eau potable sous forme de sels ou de composés organiques. La nourriture est habituellement la principale source de zinc. Bien que les niveaux de zinc dans les eaux de surface et les eaux souterraines n'excèdent habituellement pas 0,01 et 0,05 mg/l, respectivement, les concentrations dans l'eau du robinet peuvent être beaucoup plus élevées suite à la dissolution du zinc à partir des tuyaux.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Non préoccupant pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson
Remarques complémentaires	Peut affecter l'acceptabilité de l'eau de boisson
Date de l'évaluation	1993
Principale référence	OMS (2003) <i>Zinc in drinking-water</i>

En 1982, le JECFA a proposé une DJTMP pour le zinc de 1 mg/kg de poids corporel. Les besoins quotidiens pour un homme adulte s'élèvent à 15–20 mg/jour. En tenant compte d'études récentes sur l'homme, on considère que la détermination d'une valeur guide formelle n'est pas nécessaire actuellement.

Cependant, l'eau de boisson contenant du zinc à des niveaux supérieurs à 3 mg/l peut ne pas être acceptable pour les consommateurs (voir le Chapitre 10).

12.2 Pesticides utilisés pour la lutte antivectorielle dans les sources et récipients d'eau de boisson

Lors de l'élaboration des valeurs guides ou normes locales, dans le contexte des pratiques de stockage locales et de plans réalistes d'application d'insecticides, les autorités sanitaires devraient tenir compte de l'éventualité d'une consommation accrue d'eau dans la zone ou la région considérée. Cependant, le dépassement des DJA ne produit pas nécessairement des effets toxiques. Les maladies qui sont propagées par des vecteurs sont des causes importantes de morbidité et de mortalité. Il importe donc de trouver un juste équilibre entre le risque lié à l'ingestion de pesticides à partir de l'eau de boisson et le bénéfice de la lutte contre les insectes vecteurs de maladies. Plutôt que de fixer des valeurs guides, il importe d'élaborer et de mettre en œuvre un plan de gestion détaillé pour le stockage de l'eau à domicile et la gestion des déchets domestiques qui ne repose pas uniquement sur l'utilisation de larvicides mais comprend également des mesures de gestion environnementale et des modifications des comportements sociaux.

Les formulations de pesticides utilisées pour la lutte antivectorielle dans l'eau de boisson devraient être strictement conformes aux recommandations mentionnées sur l'étiquette des produits et il faudrait se limiter strictement à celles qui sont autorisées par les autorités nationales pour un tel usage, en tenant compte des principes actifs et des formulants utilisés dans la fabrication du produit final. Les autorités nationales devraient noter que ces évaluations se rapportent uniquement aux principes actifs et non aux additifs des différentes formulations.

Bacillus thuringiensis israelensis

Deux produits de *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) (souche AM65-52), granulés dispersibles dans l'eau et comprimés prêts à l'emploi, ont été évalués par le WHOPES et sont recommandés comme larvicides contre les moustiques, notamment contre les moustiques qui se reproduisent dans des récipients contenant de l'eau. Des spécifications pour le contrôle de la qualité et des évaluations de l'efficacité des granulés Bti dispersibles dans l'eau ont été publiées. Les recommandations de l'OMS sur l'utilisation des pesticides à des fins de santé publique sont valides uniquement si elles sont appliquées conjointement aux spécifications de l'OMS relatives au contrôle de leur qualité.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Date de l'évaluation	2009
Principales références	IPCS (1999) <i>Bacillus thuringiensis</i> OMS (2004) <i>Report of the seventh WHOPES working group meeting</i> OMS (2006) <i>Report of the ninth WHOPES working group meeting</i> OMS (2007) <i>WHO specifications and evaluations for public health pesticides</i> OMS (2009) <i>Bacillus thuringiensis israelensis (Bti) in drinking-water</i>

Les préparations de Bti sont abondamment utilisées contre les moustiques, les chironomidés et les simulies ; en raison de cette activité spécifique contre les espèces vectrices de maladies, le Bti a été utilisé dans l'eau. Le Bti est recommandé par le WHOPES dans la lutte antivectorielle, notamment contre les moustiques qui se reproduisent dans des récipients, et il peut également être utilisé dans l'eau de boisson à laquelle peu ou pas d'autres traitements ne seront appliqués pour lutter contre *Aedes aegypti*. Il est essentiel que le Bti utilisé comme larvicide soit préparé dans des conditions soigneusement contrôlées et soit testé dans des conditions appropriées avant emploi pour vérifier son activité, s'assurer que des constituants du Bti ou des métabolites toxiques ne sont pas présents en excès et que d'autres microorganismes indésirables ne contaminent pas la préparation.

Dans l'eau de boisson, le Bti lui-même n'est pas considéré comme présentant un danger pour l'homme. Il n'a donc pas été jugé nécessaire ni approprié de définir une valeur reposant sur des arguments sanitaires pour son utilisation en tant que larvicide utilisé pour la lutte antivectorielle dans l'eau de boisson. Cependant, il est essentiel que les autorités s'assurent que le Bti a été préparé afin qu'il présente la meilleure qualité et selon les normes d'hygiène dans des conditions appropriées répondant aux spécifications du WHOPES. Il est important que les risques qui pourraient être dus au Bti soient mis en balance avec les maladies transmises par des vecteurs comme la dengue.

Les applications de Bti devraient être effectuées par des personnes formées et devraient être complétées par d'autres approches de lutte antivectorielle, notamment des mesures destinées à empêcher l'intrusion des moustiques dans les récipients ainsi que d'autres options de lutte.

Diflubenzuron

Le diflubenzuron est un insecticide à action directe habituellement appliqué directement sur les plantes ou dans l'eau. Il est utilisé à des fins de santé publique contre les moustiques et les larves de mouches nuisibles. L'OMS envisage l'utilisation du diflubenzuron comme larvicide contre les moustiques dans les récipients d'eau de boisson, en particulier pour lutter contre la dengue. Le dosage recommandé du diflubenzuron dans l'eau potable contenue dans des récipients ne devrait pas excéder 0,25 mg/l selon le WHOPES.

On considère que l'exposition de la population au diflubenzuron par la nourriture ou l'eau de boisson est négligeable. Cependant, une exposition directe par l'eau de boisson est possible lorsque le diflubenzuron est directement introduit dans des récipients de stockage d'eau de boisson.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Date de l'évaluation	2007
Principales références	FAO/OMS (2002) <i>Pesticide residues in food—2001 evaluations</i> OMS (2008) <i>Diflubenzuron in drinking-water</i>

Le diflubenzuron est considéré comme ayant une faible toxicité aiguë. La toxicité s'exerce particulièrement sur les érythrocytes, bien que le mécanisme d'hématotoxicité ne soit pas clairement compris. Il n'existe pas de preuve indiquant que le diflubenzuron est génotoxique ou cancérigène. Il n'est pas non plus toxique pour le fœtus ni tératogène et ne présente pas de signes notables de toxicité reproductive. Des données indiquent que les jeunes animaux ne sont pas significativement plus sensibles que les adultes aux effets du diflubenzuron.

La détermination d'une valeur guide formelle pour le diflubenzuron utilisé comme agent de lutte antivectorielle dans l'eau de boisson n'a pas été jugée appropriée. L'exposition résultant de l'utilisation du diflubenzuron pour la lutte antivectorielle dans l'eau potable est nettement plus faible qu'une exposition pendant une vie entière. La DJA déterminée par le JMPR en 2001 était de 0 à 0,02 mg/kg de poids corporel. La dose maximale de 0,25 mg/l dans l'eau de boisson serait équivalente à une part d'approximativement 40 % de la limite supérieure de la DJA attribuée à l'eau de boisson pour un adulte de 60 kg buvant 2 litres d'eau par jour. Pour un enfant de 10 kg buvant 1 litre d'eau, l'exposition serait de 0,25 mg, contre une exposition de 0,2 mg à la limite supérieure de la DJA. Pour un nouveau-né de 5 kg nourri au biberon buvant 0,75 litre par jour, l'exposition serait de 0,19 mg, contre une exposition de 0,1 mg à la limite supérieure de la DJA. Il est peu vraisemblable que le diflubenzuron reste en solution à la dose maximale recommandée qui est appliquée ; les niveaux réels d'exposition seront vraisemblablement inférieurs aux niveaux calculés.

Il faut envisager l'utilisation d'approvisionnements de substitution pour les nouveau-nés nourris au biberon pendant un certain temps après une application de diflubenzuron, quand cela est possible. Cependant, un dépassement de la DJA n'aura pas nécessairement d'effets toxiques.

Méthoprène

L'OMS a évalué le méthoprène en vue d'une utilisation comme larvicide contre les moustiques dans l'eau de boisson contenue dans des récipients, en particulier pour lutter contre la dengue. Le dosage recommandé pour le méthoprène dans l'eau potable des récipients ne devrait pas excéder 1 mg/l selon le WHOPEP.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Date de l'évaluation	2007
Principales références	FAO/OMS (2002) <i>Pesticide residues in food—2001 evaluations</i> OMS (2008) <i>Methoprene in drinking-water</i>

En 2001, le JMPR a réaffirmé le fondement de la DJA pour le méthoprène racémique déterminée en 1987, mais a abaissé la valeur à 0–0,09 mg/kg de poids corporel pour tenir compte de la pureté du mélange racémique testé. La DJA était basée sur une NOAEL de 500 mg/kg de nourriture, équivalente à 8,6 mg/kg de poids corporel par jour (corrigée pour tenir compte de la pureté), dans une étude de 90 jours avec des chiens (le principal effet était une augmentation du poids relatif du foie) et en appliquant un facteur de sécurité de 100. Les jeunes animaux ne semblent pas significativement plus sensibles que les adultes. Comme aucune étude faisant le lien avec des doses répétées n'était disponible pour le (*S*)-méthoprène, le JMPR a émis l'hypothèse prudente que, en l'absence de toute information indiquant le contraire, la totalité de la toxicité du mélange racémique était due à l'énantiomère *S*. Sur cette base, le JMPR a défini une DJA pour le (*S*)-méthoprène de 0 à 0,05 mg/kg de poids corporel, équivalente à la moitié de la DJA pour le mélange racémique (qui est un mélange 1:1 des énantiomères *R* et *S*).

La détermination d'une valeur guide formelle pour l'utilisation du méthoprène comme agent de lutte antivectérielle dans l'eau de boisson n'a pas été jugée appropriée. L'exposition résultant de l'utilisation du méthoprène pour la lutte antivectérielle dans l'eau potable est nettement plus réduite qu'une exposition pendant une vie entière. La dose maximale de 1 mg/l dans l'eau de boisson serait équivalente à approximativement 66 % de la limite supérieure de la DJA (0,033 mg/kg de poids corporel) pour un adulte de 60 kg buvant 2 litres d'eau par jour. Pour un enfant de 10 kg buvant 1 litre d'eau, l'exposition serait approximativement de 0,1 mg/kg de poids corporel, et pour un nouveau-né de 5 kg nourri au biberon, l'exposition serait approximativement de 0,15 mg/kg de poids corporel, contre une exposition à la limite supérieure de la DJA de 0,05 mg/kg de poids corporel. Cependant, en raison de sa faible solubilité et de son coefficient de partition logarithmique octanol-eau élevé, il est peu vraisemblable que le méthoprène reste en solution à la dose maximale recommandée qui est appliquée et les niveaux réels d'exposition sont vraisemblablement inférieurs aux niveaux calculés. L'exposition par la nourriture est considérée comme faible.

Il faut envisager l'utilisation d'approvisionnements de substitution pour les jeunes enfants et les nouveau-nés nourris au biberon pendant un certain temps après une application de méthoprène, quand cela est possible. Cependant, un dépassement de la DJA n'aura pas nécessairement d'effets toxiques.

Novaluron

Le novaluron a été homologué comme insecticide pour les cultures vivrières et les plantes ornementales dans un certain nombre de pays. L'OMS a évalué le novaluron en vue d'une utilisation comme larvicide contre les moustiques dans l'eau de boisson contenue dans des récipients, en particulier pour lutter contre la dengue. Le dosage recommandé pour le novaluron dans l'eau potable des récipients ne devrait pas excéder 0,05 mg/l selon le WHOPEP.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Date de l'évaluation	2007
Principales références	FAO/OMS (2006) <i>Pesticide residues in food—2005 evaluations</i> OMS (2008) <i>Novaluron in drinking-water</i> .

Comme le novaluron ne présente pas de potentiel cancérigène chez les rongeurs ni de potentiel génotoxique in vitro et in vivo, le JMPR en a conclu qu'il ne représentait vraisemblablement pas un risque cancérigène pour l'homme. Le JMPR est également arrivé à la conclusion que le novaluron n'était pas toxique pour le développement. Le JMPR a défini une DJA de 0 à 0,01 mg/kg de poids corporel, sur la base d'une NOAEL de 1,1 mg/kg de poids corporel par jour pour des altérations érythrocytaires et des modifications secondaires de la rate et du foie dans une étude alimentaire de 2 ans avec des rats, en appliquant un facteur de sécurité de 100.

La détermination d'une valeur guide formelle pour l'utilisation du novaluron comme agent de lutte antivectorielle dans l'eau de boisson n'a pas été jugée appropriée. À la dose maximale recommandée pour l'eau de boisson de 0,05 mg/l, l'ingestion par un adulte pesant 60 kg et buvant 2 litres d'eau représenterait seulement 17 % de la limite supérieure de la DJA. De même, l'ingestion par un enfant de 10 kg buvant 1 litre d'eau représenterait 50 % de la limite supérieure de la DJA tandis que pour un nouveau-né de 5 kg nourri au biberon buvant 0,75 litre d'eau elle représenterait 75 % de la limite supérieure de la DJA.

En raison de son coefficient de partition logarithmique octanol-eau élevé (égal à 4,3), il est vraisemblable que le novaluron soit adsorbé sur les parois des récipients et sa concentration réelle sera vraisemblablement inférieure à la dose recommandée. L'exposition au novaluron par la nourriture n'est vraisemblablement pas significative.

Perméthrine

La perméthrine (CAS No. 52645-53-1) est un insecticide de contact efficace contre une grande diversité de ravageurs, utilisé en agriculture, sylviculture et à des fins de santé publique. Elle a été utilisée comme larvicide pour lutter contre les invertébrés aquatiques dans les conduites d'eau. La perméthrine est photodégradée à la fois dans l'eau et à la surface du sol. Dans le sol, elle est rapidement dégradée par hydrolyse et sous l'action de micro-organismes en anaérobiose. L'exposition de la population générale à la perméthrine provient principalement de la nourriture.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Addition directe non recommandée dans l'eau de boisson dans le cadre de la politique de l'OMS visant à exclure l'utilisation de tous les pyréthroïdes comme larvicide pour l'élimination des moustiques vecteurs de maladies humaines
Date de l'évaluation	2011
Principales références	FAO/OMS (2000) <i>Pesticide residues in food—1999 evaluations</i> OMS (2011) <i>Permethrin in drinking-water</i>

La perméthrine de qualité technique présente une faible toxicité aiguë. L'isomère *cis* est nettement plus toxique que l'isomère *trans*. Le CIRC a placé la perméthrine dans le Groupe 3 (agent inclassable quant à sa cancérogénicité pour l'homme), en raison de l'absence de données sur l'homme et parce que les données obtenues dans les études avec les animaux de laboratoire sont limitées. La perméthrine n'est pas génotoxique. Le JMPR a conclu que la perméthrine de qualité technique n'avait pas d'effets toxiques sur la reproduction ni sur le développement.

À titre de recommandation, une valeur reposant sur des arguments sanitaires peut être déterminée sur la base de la DJA de 0 à 0,05 mg/kg de poids corporel, définie pour la perméthrine de qualité technique avec des rapports *cis:trans* de 25:75 à 40:60 sur la base d'une NOAEL de 5 mg/kg de poids corporel par jour dans une étude alimentaire de 2 ans avec des rats, basée sur des signes cliniques et des changements de poids du corps et d'organes ainsi que sur la composition chimique du sang au niveau de la dose immédiatement supérieure, et sur la base d'une NOAEL de 5 mg/kg de poids corporel par jour dans une étude de 1 an avec des chiens, basée sur une réduction du poids du corps avec 100 mg/kg de poids corporel par jour, et en appliquant un facteur d'incertitude de 100 pour la variation inter- et intraspécifique. En admettant qu'un adulte de 60 kg boit 2 litres d'eau par jour et en attribuant une part de 20 % de la limite supérieure de la DJA à l'eau de boisson, une valeur reposant sur des arguments sanitaires de 0,3 mg/l peut être déterminée.

L'addition directe de perméthrine à l'eau de boisson à des fins de santé publique n'est pas recommandée par l'OMS dans le cadre de sa politique visant à exclure l'utilisation de tout pyrèthroïde comme larvicide pour lutter contre les moustiques vecteurs de maladies chez l'homme. Cette politique est justifiée par le risque d'une possible accélération du développement de la résistance des vecteurs aux pyrèthroïdes de synthèse appliqués sur les moustiquaires traitées avec des insecticides et jouant de ce fait un rôle crucial dans la stratégie mondiale actuelle de lutte contre le paludisme.

Pirimiphos-méthyl

Le pirimiphos-méthyl est un composé organo-phosphoré qui est utilisé dans un grand nombre de traitements avec des pesticides. L'addition de pirimiphos-méthyl à l'eau potable contenue dans des récipients est envisagée par l'OMS en tant que traitement larvicide, en particulier pour lutter contre la dengue. Le fabricant recommande l'addition directe de 1 mg/l dans l'eau.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Application directe à l'eau de boisson non recommandée excepté si aucun autre traitement efficace et sûr n'est disponible
Date de l'évaluation	2007
Principales références	FAO/OMS (1993) <i>Pesticide residues in food—1992 evaluations</i> FAO/OMS (2008) <i>Pesticide residues in food—2006 evaluations</i> OMS (2008) <i>Pirimiphos-methyl in drinking-water</i>

Le seul effet biochimique du pirimiphos-méthyl observé de manière récurrente dans les études de toxicité aiguë à court ou à long terme est l'inhibition de la cholinestérase. Des études avec des souris, des rats et des chiens indiquent des NOAEL de 0,5 mg/kg de poids corporel par jour et plus. Les jeunes animaux ne semblent pas significativement plus sensibles que les adultes. Chez l'homme, aucune inhibition de la cholinestérase n'a été mise en évidence à 0,25 mg/kg de poids corporel par jour (la dose la plus élevée testée). Dès lors, le JMPR a réajusté la DJA à 0–0,03 mg/kg de poids corporel en appliquant un facteur de sécurité de 10 fois à la NOAEL dans les études sur l'homme.

À la dose maximale recommandée pour l'eau de boisson de 1 mg/l, l'ingestion par un adulte pesant 60 kg et buvant 2 litres d'eau serait de 0,033 mg/kg de poids corporel, alors que la limite supérieure de la DJA est de 0,03 mg/kg de poids corporel. L'ingestion par un enfant de 10 kg buvant 1 litre d'eau serait de 0,1 mg/kg de poids corporel ; pour un nouveau-né de 5 kg nourri au biberon buvant 0,75 litre, elle serait de 0,15 mg/kg de poids corporel. Il existe une incertitude concernant le niveau qui induit des effets chez

l'homme, car la NOAEL sur laquelle la DJA est basée était la dose la plus élevée testée, de sorte que la DJA pourrait être plus prudente qu'il n'y paraît à première vue. Ces doses sont toutes inférieures à la dose de référence aiguë de 0,2 mg/kg de poids corporel et ne présenteraient aucun risque d'exposition aiguë résultant de l'application initiale de pirimiphos-méthyl à des récipients d'eau de boisson, en utilisant la dose recommandée. En outre, en raison de la faible solubilité et du coefficient de partition logarithmique octanol-eau élevé du pirimiphos-méthyl, il est peu vraisemblable que le larvicide reste en solution à la dose maximale recommandée qui est appliquée de sorte que les niveaux réels d'exposition sont vraisemblablement inférieurs aux niveaux calculés. L'exposition par la nourriture est généralement considérée comme faible, mais des expositions élevées occasionnelles peuvent se produire.

Sur la base des calculs ci-dessus, l'application directe de pirimiphos-méthyl à l'eau de boisson n'est pas recommandée sauf si aucun autre traitement efficace et sûr n'est disponible. Si le pirimiphos-méthyl est directement appliqué à l'eau de boisson, il faut envisager l'utilisation d'approvisionnements de substitution pour les jeunes enfants et les nouveau-nés nourris au biberon pendant un certain temps après son application, quand cela est possible. Cependant, on notera qu'un dépassement de la DJA n'aura pas nécessairement d'effets toxiques.

Pyriproxyfène

Le pyriproxyfène est un régulateur de croissance des insectes à large spectre présentant une activité insecticide contre des insectes nuisibles à la santé publique, notamment les moustiques. L'OMS a évalué le pyriproxyfène en vue d'une utilisation comme larvicide contre les moustiques dans l'eau de boisson contenue dans des récipients, en particulier pour lutter contre la dengue. La dose de pyriproxyfène recommandée dans l'eau potable contenue dans des récipients ne devrait pas excéder 0,01 mg/l selon le WHOPES.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Date de l'évaluation	2007
Principales références	FAO/OMS (2000) <i>Pesticide residues in food—1999 evaluations</i> OMS (2010) <i>Pyriproxyfen in drinking-water</i>

Le JMPR a évalué le pyriproxyfène et a conclu qu'il n'était pas génotoxique et ne présentait pas de risque cancérigène pour l'homme. Les jeunes animaux ne semblent pas significativement plus sensibles que les adultes.

Le JMPR a défini une DJA de 0 à 0,1 mg/kg de poids corporel sur la base d'une NOAEL globale de 10 mg/kg de poids corporel par jour, basée sur une augmentation relative du poids du foie et une augmentation de la concentration de cholestérol plasmatique total chez des chiens mâles dans deux études de toxicité de 1 an et en appliquant un facteur de sécurité de 100.

La détermination d'une valeur guide formelle pour l'utilisation du pyriproxyfène comme agent de lutte antivectorielle dans l'eau de boisson n'a pas été jugée appropriée. La dose maximale recommandée dans l'eau de boisson de 0,01 mg/l serait équivalente à moins de 1 % de la limite supérieure de la DJA attribuée à l'eau de boisson pour un adulte de 60 kg buvant 2 litres d'eau par jour. Pour un enfant de 10 kg buvant 1 litre d'eau, l'exposition serait de 0,01 mg, contre une exposition de 1 mg à la limite supérieure de la DJA. Pour un nouveau-né nourri au biberon buvant 0,75 litre par jour, l'exposition serait de 0,0075 mg, contre une exposition de 0,5 mg à la limite supérieure de la DJA. En raison de sa faible solubilité et de son coefficient de partition logarithmique octanol-eau élevé, il est peu vraisemblable que le pyriproxyfène reste en solution à la dose maximale recommandée qui est appliquée et les niveaux réels d'exposition sont vraisemblablement inférieurs aux niveaux calculés.

Spinosade

Le spinosade est un produit naturel issu de la bactérie *Saccharopolyspora spinosa*. Les tablettes dispersibles de spinosade (spinosade DT) sont un mélange de spinosyne A et de spinosyne D. Il est utilisé pour lutter contre les moustiques dans l'eau potable contenue dans des récipients.

Selon les spécifications de l'OMS/WHOPES, le spinosade DT à 7,48 % peut être utilisé comme agent de lutte antivectorielle dans les sources d'eau de boisson contre *Aedes aegypti*. L'OMS recommande d'utiliser les formulations destinées à la lutte antivectorielle à une dose de 0,25 à 0,5 mg/l. La durée d'efficacité attendue dans des conditions de terrain est de 4 à 6 semaines.

Trois formulations de spinosade ont été évaluées par le WHOPES comme larvicide contre les moustiques. Les spécifications de l'OMS pour le contrôle de la qualité et le commerce international ont été publiées pour les trois formulations : granulés de spinosade (636/GR), suspension aqueuse concentrée (636/SC) et tablettes pour application directe (636/DT). Seule, la formulation en tablette est utilisée comme larvicide dans l'eau potable contre les moustiques à la dose de 0,25 à 0,5 mg/l de principe actif.

Dans une étude de 14 jours réalisée par le fabricant, une tablette unique a été ajoutée dans un réservoir contenant 200 litres d'eau, et 10 % de l'eau contenue dans le réservoir a été remplacée chaque jour durant l'étude. La concentration de spinosade mesurée était de 26,5 à 51,7 µg/l.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Date de l'évaluation	2009
Principales références	FAO/OMS (2002) <i>Pesticide residues in food—2001 evaluations</i> OMS (2010) <i>Spinosad in drinking-water</i>

Il n'est pas opportun de définir une valeur guide formelle pour le spinosade DT utilisé pour lutter contre les vecteurs se reproduisant dans les récipients contenant de l'eau de boisson ; cependant, il convient de comparer les ingestions probables avec la DJA de 0-0,02 mg/kg de poids corporel, sans fixer de dose de référence aiguë en raison de sa faible toxicité aiguë. La concentration maximale réellement obtenue avec la formulation à libération retardée est approximativement de 52 µg/l. La quantité ingérée serait alors de :

- 39 µg pour un nouveau-né de 5 kg nourri au biberon en admettant une consommation de 0,75 litre = 7,8 µg/kg de poids corporel
- 52 µg pour un enfant de 10 kg en admettant une consommation de 1 litre = 5,2 µg/kg de poids corporel
- 104 µg pour un adulte de 60 kg en admettant une consommation de 2 litres = 1,7 µg/kg de poids corporel.

Cependant, ces quantités pourraient être plus élevées si la consommation d'eau de boisson est elle-même plus élevée.

Cela signifie que l'exposition est nettement inférieure à la limite supérieure de la DJA pour toutes les composantes de la population. Même l'application d'une double dose résulterait en une exposition inférieure à la limite supérieure de la DJA.

La DJA est, bien entendu, définie pour une vie entière et l'exposition moyenne au cours du temps sera plus faible que les expositions indiquées ci-dessus.

Téméphos

Le téméphos est un insecticide organo-phosphoré utilisé principalement comme larvicide pour lutter contre les moustiques dans les étangs, les marais et zones humides et contre les chironomidés, les simulies et autres insectes à des fins de santé publique. Il est également utilisé pour lutter contre les moustiques dans les récipients contenant de l'eau potable. Des spécifications de l'OMS/WHOPES ont été établies pour l'utilisation du téméphos comme agent de lutte antivectorielle dans les sources d'eau de boisson et pour les formulations utilisables dans la lutte antivectorielle. Seules les formulations approuvées par le WHOPES devraient être utilisées à cette fin. Le dosage recommandé pour l'utilisation du téméphos dans l'eau potable ne devrait pas excéder 1 mg/l.

Motif de l'absence de valeur guide définie	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Date de l'évaluation	2009
Principales références	FAO/OMS (2008) <i>Pesticide residues in food—2006 evaluations</i> OMS (2009) <i>Temephos in drinking-water</i>

La NOAEL pour l'évaluation du risque lié au téméphos pour l'homme est de 2,3 mg/kg de poids corporel par jour sur la base de l'inhibition de l'activité de l'acétylcholinestérase cérébrale chez des rats, comme déterminé par le JMPR en 2006. Bien que le JMPR estime que la base de données n'est pas suffisamment étayée pour servir de base à la définition d'une DJA, une DJT de 0,023 mg/kg de poids corporel peut être calculée à partir de cette NOAEL, pour les besoins des présentes Directives, en appliquant un facteur d'incertitude de 100. Les jeunes animaux ne semblent pas significativement plus sensibles que les adultes et l'exposition par la nourriture est considérée comme faible.

La détermination d'une valeur guide formelle pour le téméphos utilisé comme agent de lutte antivectorielle dans l'eau de boisson n'a pas été jugée appropriée. L'exposition résultant de l'utilisation du téméphos pour la lutte antivectorielle dans l'eau potable est plus réduite qu'une exposition pendant une vie entière. La dose maximale de 0,01 mg/l dans l'eau de boisson pour un adulte de 60 kg buvant 2 litres d'eau par jour serait équivalente à approximativement 0,033 mg/kg de poids corporel, contre 0,023 mg/kg de poids corporel pour la DJT. Pour un enfant de 10 kg buvant 1 litre d'eau, l'exposition serait approximativement de 0,1 mg/kg de poids corporel ; pour un nouveau-né de 5 kg nourri au biberon, l'exposition serait approximativement de 0,15 mg/kg de poids corporel, contre 0,023 mg/kg de poids corporel pour la DJT.

Il faut envisager l'utilisation d'approvisionnements en eau de substitution pour les jeunes enfants et les nouveau-nés nourris au biberon pendant un certain temps après l'application de téméphos, quand cela est possible.

Cependant, un dépassement de la DJT n'aura pas nécessairement d'effets toxiques. En effet, en raison de sa faible solubilité et de son coefficient de partition logarithmique octanol-eau élevé, il est peu vraisemblable que le téméphos reste en solution à la dose maximale recommandée qui est appliquée ; l'utilisation de la formulation à libération retardée devrait générer des concentrations nettement plus faibles que la dose approuvée de 1 mg/l et les niveaux réels d'exposition seront vraisemblablement nettement inférieurs aux niveaux d'exposition théoriques calculés ci-dessus.

ANNEXE 1

Documents d'appui des Directives

Les *Directives de qualité pour l'eau de boisson* sont accompagnées de documents d'appui qui fournissent des informations de base, sur lesquelles sont fondées les Directives, et des orientations sur les bonnes pratiques en vue d'une mise en œuvre efficace. Ces documents publiés sont accessibles via Internet (http://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/guidelines/drinking-water-guidelines-publications/en/) et sur CD-ROM. Ils peuvent également être commandés sur le site <http://www.who.int/bookorders>.

Documents d'appui publiés

A practical guide to auditing water safety plans

Publié en 2015 par l'Organisation mondiale de la Santé

Présente des recommandations pour l'élaboration et la mise en œuvre d'un programme d'audit de PGSSE, accompagné d'exemples, d'études de cas et d'outils de plus d'une douzaine de pays à revenus faible, intermédiaire et élevé qui ont une expérience d'audit de PGSSE. http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/auditing-water-safety-plans/en/

Assessing microbial safety of drinking water: Improving approaches and methods

Édité sous la direction de A. Dufour et al.

Publié en 2003 par IWA Publishing pour l'Organisation mondiale de la Santé et l'Organisation de coopération et de développement économiques

Examen de l'état de la technique des stratégies et méthodes utilisées pour évaluer la sécurité microbiologique de l'eau de boisson.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/assessing-microbial-safety-of-drinking-water/en/

Boil water

Publié en 2015 par l'Organisation mondiale de la Santé

Présente les bases factuelles justifiant l'efficacité de l'ébullition de l'eau
http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/boiling-water/en/

Calcium and magnesium in drinking-water: Public health significance

Édité sous la direction de J. Cotruvo et J. Bartram

Publié en 2009 par l'Organisation mondiale de la Santé

Examen de la contribution de l'eau de boisson à la dose journalière totale de calcium et de magnésium et évaluation des bénéfices possibles pour la santé, notamment la réduction de la mortalité due aux maladies cardiovasculaires et de l'ostéoporose.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/publication_9789241563550/en/

Chemical safety of drinking-water: Assessing priorities for risk management

T. Thompson et al.

Publié en 2007 par l'Organisation mondiale de la Santé

Outil d'orientation dans l'évaluation systématique des réseaux de distribution d'eau afin de fixer les priorités, contrôler ou éliminer les produits chimiques dans l'eau de boisson.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/dwchem_safety/en/

Domestic water quantity, service level and health

G. Howard et J. Bartram

Publié en 2003 par l'Organisation mondiale de la Santé

Caractéristiques de l'eau répondant aux exigences sanitaires afin de déterminer les besoins minima pour la consommation (hydratation et préparation des aliments) et l'hygiène de base.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/wsh0302/en/

Evaluating household water treatment options: Health-based targets and microbiological performance specifications

J. Brown et M. Sobsey

Publié en 2011 par l'Organisation mondiale de la Santé

Fixe des objectifs axés sur la santé et des protocoles d'essais pour des stratégies de traitement de l'eau aux points d'utilisation, notamment pour disposer de données en vue de l'élaboration de programmes nationaux de certification. Disponible en français :

http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/77928/1/9789242548228_fre.pdf?ua=1

Evaluation of the H₂S method for detection of fecal contamination of drinking water

M. Sobsey et F. Pfaender

Publié en 2002 par l'Organisation mondiale de la Santé

Bases scientifiques, validité, données disponibles et autres informations concernant l'utilisation des « tests H₂S » en tant que mesures ou indicateurs de la contamination fécale de l'eau de boisson.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/h2s-method-for-detection-of-fecal-contamination/en/

Fluoride in drinking-water

J.K. Fawell et al.

Publié en 2006 par IWA Publishing pour l'Organisation mondiale de la Santé

Document fournissant des informations sur la présence du fluor dans l'eau de boisson, ses effets sanitaires, les moyens de réduire les taux excessifs et les méthodes d'analyse du fluor dans l'eau.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/fluoride-in-drinking-water/en/

Guide to hygiene and sanitation in aviation, 3rd edition. Module 1: Water; Module 2: Cleaning and disinfection of facilities

Publié en 2009 par l'Organisation mondiale de la Santé

Document traitant de l'eau et du nettoyage et de la désinfection d'installations dans le but final d'aider tous les opérateurs d'aéroports et d'aéronefs et autres entités responsables à se conformer à des normes rigoureuses d'hygiène et d'assainissement pour protéger les voyageurs.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/aviation_guide/en/

Guide to ship sanitation, 3rd edition

Publié en 2011 par l'Organisation mondiale de la Santé

Document montrant l'importance des navires pour la santé publique en termes de maladies ainsi que l'importance de l'application de mesures de maîtrise des risques appropriées contre celles-ci.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/ship_sanitation_guide/en/

Hazard characterization for pathogens in food and water: Guidelines

Publié en 2003 par L'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et par l'Organisation mondiale de la Santé

Cadre pratique et approche structurée à l'usage des organismes publics et des scientifiques pour la caractérisation des dangers microbiens dans l'eau et la nourriture.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/hazard-characterization-for-pathogens/en/

Health aspects of plumbing

Publié en 2006 par l'Organisation mondiale de la Santé et le Conseil mondial de la plomberie

Description des processus intervenant dans la conception, la mise en place et la maintenance d'installations sanitaires efficaces et discussion des problèmes microbiens, chimiques, physiques et financiers liés à ces installations.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/plumbing-health-aspects/en/

Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: The significance of HPCs for water quality and human health

Édité sous la direction de J. Bartram et al.

Publié en 2003 par IWA Publishing pour l'Organisation mondiale de la Santé

Évaluation du rôle de la détermination du nombre de bactéries hétérotrophes dans la gestion de la sécurité sanitaire de l'eau de boisson.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/hpc/en/

Legionella and the prevention of legionellosis

Édité sous la direction de J. Bartram et al.

Publié en 2007 par l'Organisation mondiale de la Santé

Vue d'ensemble des sources, écologie et détection en laboratoire des bactéries *Legionella* ; évaluation et gestion du risque lié aux environnements sensibles ; mesures nécessaires pour prévenir ou contrôler les risques de manière appropriée ; politiques et pratiques pour la gestion des flambées épidémiques.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/legionella/en/

Management of cyanobacteria in drinking-water supplies: information for regulators and water suppliers

Publié en 2015 par l'Organisation mondiale de la Santé

Recommandations pour les organismes de régulation et les distributeurs d'eau afin de prévenir et de gérer les proliférations cyanobactériennes.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/cyanobacteria_in_drinking-water/en/

Managing water in the home: Accelerated health gains from improved water supply

M. Sobsey

Publié en 2002 par l'Organisation mondiale de la Santé

Examen des différents systèmes et méthodes utilisés pour la collecte, le traitement et le stockage domestiques de l'eau.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/wsh0207/en/

Pathogenic mycobacteria in water: A guide to public health consequences, monitoring and management

Édité sous la direction de J. Bartram et al.

Publié en 2004 par IWA Publishing pour l'Organisation mondiale de la Santé

Description de la distribution, des voies de transmission et d'infection, et orientations pour la lutte contre les mycobactéries pathogènes dans l'eau et l'environnement.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/pathogenic-mycobacteria-in-water/en/

Pharmaceuticals in drinking-water

Publié en 2012 par l'Organisation mondiale de la Santé

Propose des orientations pratiques et des recommandations fondées sur des données factuelles pour la gestion des produits chimiques dans les eaux de boisson.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/pharmaceuticals-in-drinking-water/en/

Protecting groundwater for health: Managing the quality of drinking-water sources

Édité sous la direction de O. Schmoll et al.

Publié en 2006 par l'Organisation mondiale de la Santé

Analyse des dangers pour la qualité des eaux souterraines et du risque de leur présence dans un type d'approvisionnement spécifique. Il s'agit d'un outil pour élaborer des stratégies destinées à protéger les eaux souterraines pour la santé par la gestion de la qualité des sources d'eau de boisson.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/protecting_groundwater/en/

Protecting surface water for health: identifying, assessing and managing drinking-water quality risks in surface water catchments

Publié en 2016 par l'Organisation mondiale de la Santé

Propose une approche structurée dans le cadre des eaux de surface et de leurs captages en vue de faciliter l'identification, l'évaluation et la hiérarchisation des risques ainsi que l'élaboration de stratégies de lutte, utilisable comme base pour la fourniture d'une eau de boisson sans risque sanitaire.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/pswh/en

Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for drinking-water quality: A burden of disease approach

A.H. Havelaar et J.M. Melse

Publié en 2003 par l'Institut national de la santé publique et de l'environnement des Pays-Bas

Document de réflexion sur le concept d'année de vie corrigée de l'incapacité (DALY) et sur la méthodologie afférente, en tant que système commun de mesure, et son utilité en matière de qualité de l'eau de boisson.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/quantifyinghealthrisks/en/

Quantitative microbial risk assessment: application for water safety management

Publié en 2016 par l'Organisation mondiale de la Santé

Synthèse des connaissances actuelles sur l'évaluation quantitative des risques microbiens (QMRA) pour faciliter son application en pratique pour l'approvisionnement en eau, la réutilisation de l'eau et l'usage des eaux à des fins récréatives pour faciliter la gestion des risques associés aux agents pathogènes fécaux véhiculés par l'eau.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/qmra/en

Rapid assessment of drinking-water quality: A handbook for implementation

Publié en 2011 par l'Organisation mondiale de la Santé et le Fonds des Nations Unies pour l'enfance

Guide pratique pour un suivi rapide de la qualité et de la sécurité sanitaire de l'eau, intégrant des méthodes statistiques, l'enquête sanitaire et des approches de terrain.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/rapid_assessment/en/

Review of latest available evidence on potential transmission of avian influenza (H5N1) through water and sewage and ways to reduce the risks to human health

Publié en 2006 par l'Organisation mondiale de la Santé

Synthèse des dernières études et données disponibles sur la grippe aviaire (H5N1) concernant les ressources en eau, les approvisionnements en eau, l'assainissement (excréments humains, réseaux d'égouts et déchets médicaux) et l'hygiène.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/potential-transmission-of-avian-influenza/en/

Risk assessment of Cryptosporidium in drinking water

G. Medema et al.

Publié en 2009 par l'Organisation mondiale de la Santé

Document d'appui des *Directives pour la qualité de l'eau de boisson* fournissant davantage de données sur *Cryptosporidium* pour aider les autorités nationales à établir des objectifs sanitaires et les fournisseurs d'eau à déterminer les performances requises des procédés de traitement de l'eau dans le cadre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau spécifique au réseau.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/cryptoRA/en/

Safe drinking-water from desalination

Publié en 2011 par l'Organisation mondiale de la Santé

Document mettant en lumière les principaux risques liés aux différents procédés de dessalement et proposant des orientations sur l'évaluation appropriée des risques et sur les procédures de gestion des risques afin de garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson obtenue par dessalement.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/desalination_guidance/en/

Safe piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems

Édité sous la direction de R. Ainsworth

Publié en 2004 par IWA Publishing pour l'Organisation mondiale de la Santé

Rapport sur les contaminants microbiens et la croissance des microorganismes dans les réseaux de distribution et sur les pratiques qui contribuent à garantir la sécurité sanitaire de l'eau de boisson dans les réseaux de distribution canalisés.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/safe-piped-water/en/

Scaling up household water treatment among low-income populations

T. Clasen

Publié en 2009 par l'Organisation mondiale de la Santé

Document analysant les données existantes sur l'échelonnabilité des systèmes de traitement d'eau domestiques. Ses objectifs premiers sont l'analyse critique du développement et de l'évolution des principales technologies de traitement d'eau domestique pour atteindre le dimensionnement visé, identifier les principales contraintes rencontrées et recommander des pistes.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/household_water_treatment/en/

Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management

Édité sous la direction de I. Chorus et J. Bartram

Publié en 1999 par E & FN Spon pour l'Organisation mondiale de la Santé

Rapport sur tous les aspects de la gestion du risque détaillant les informations nécessaires pour protéger les sources d'eau de boisson et les plans d'eau de loisir contre les dangers pour la santé liés aux cyanobactéries et à leurs toxines.

[http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/toxicyanobact/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/toxiccyanobact/en/)

Upgrading water treatment plants

E.G. Wagner et R.G. Pinheiro

Publié en 2001 par Spon Press pour l'Organisation mondiale de la Santé

Guide pratique pour l'amélioration des performances des installations de traitement de l'eau.

http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/om/treatplants/en/

Turbidity: information for regulators and operators of water supplies

Publié en 2017 par l'Organisation mondiale de la Santé

Présente des informations sur les utilisations et l'importance de la turbidité et est conçu pour les organismes de régulation et les opérateurs d'approvisionnements en eau de boisson.

Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease

Édité sous la direction de L. Fewtrell et J. Bartram

Publié en 2001 par IWA Publishing pour l'Organisation mondiale de la Santé

Orientations sur des thèmes en rapport avec la qualité microbienne de l'eau et la santé, destinées notamment aux scientifiques spécialistes de l'hygiène environnementale et de la santé publique, aux hydrologues, aux responsables de l'élaboration de politiques et de l'élaboration de normes et de règlements.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/whoiwa/en/

Water safety in buildings

Édité sous la direction de D. Cunliffe et al.

Guide pour la gestion des systèmes d'eau dans les bâtiments (p. ex., hôpitaux, écoles, établissements de santé, hôtels) où des personnes sont susceptibles de boire de l'eau ; d'utiliser de l'eau pour la préparation de la nourriture ; de se laver, prendre une douche, nager ou utiliser de l'eau pour d'autres activités de loisir, ou d'être exposées à des aérosols produits par des dispositifs utilisant de l'eau, tels que des tours de refroidissement.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/9789241548106/en/

Water safety in distribution systems

Publié en 2014 par l'Organisation mondiale de la Santé

Outil de référence pour aider les distributeurs d'eau et les organismes de régulation familiers de l'approche fondée sur un plan de gestion de sécurité sanitaire de l'eau afin d'améliorer l'évaluation et la gestion du risque ainsi que la planification des investissements pour leurs réseaux de distribution d'eau.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/water-safety-in-distribution-system/en/

Water safety plan: a field guide to improving drinking-water safety in small communities

Publié en 2014 par le Bureau régional de l'Organisation mondiale de la Santé pour l'Europe

Contient de brèves explications sur le processus de planification de la sécurité sanitaire de l'eau (notamment des modèles pratiques et des conseils) qui facilitent l'élaboration et la mise en œuvre d'un PGSSE dans de petites communautés.

<http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/water-and-sanitation/publications/2014/water-safety-plan-a-field-guide-to-improving-drinking-water-safety-in-small-communities>

Water safety plan manual: Step-by-step risk management for drinking-water suppliers

J. Bartram et al.

Publié en 2009 par l'Organisation mondiale de la Santé

Guide d'élaboration et de mise en œuvre d'un plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau présenté en 11 modules d'apprentissage, représentant chacun une étape clé dans l'élaboration du plan de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau et le processus de mise en œuvre. Disponible en français :

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/publication_9789241562638/fr/

Water safety planning for small community water supplies

Publié en 2011 par l'Organisation mondiale de la Santé

Guide de planification, conception et mise en œuvre, étape par étape, de plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau par et pour les communautés rurales et isolées, notamment des communautés disposant de réseaux canalisés, celles qui sont desservies par des sources isolées et des approvisionnements en eau à l'échelle de la communauté utilisant différentes options techniques.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/small-comm-water_supplies/en/

Water safety plans: Managing drinking-water quality from catchment to consumer

A. Davison et al.

Publié en 2005 par l'Organisation mondiale de la Santé

Orientations sur les stratégies améliorées de gestion préventive, contrôle et suivi de la qualité de l'eau de boisson.

http://who.int/water_sanitation_health/publications/wsp0506/en/

Water treatment and pathogen control: Process efficiency in achieving safe drinking-water
M.W. LeChevallier et K.K. Au

Publié en 2004 par IWA Publishing pour l'Organisation mondiale de la Santé

Analyse critique de l'élimination et de l'inactivation des micro-organismes pathogènes dans l'eau pour guider le spécialiste de la qualité de l'eau et l'ingénieur d'étude à prendre des décisions concernant la qualité microbienne de l'eau.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/water-treatment-and-pathogen-control/en/

Waterborne zoonoses: Identification, causes and control

Édité sous la direction de J.A. Cotruvo et al.

Publié en 2004 par IWA Publishing pour l'Organisation mondiale de la Santé

Outil précieux pour tous les professionnels concernés par l'évaluation et la gestion des zoonoses véhiculées par l'eau, c'est-à-dire des maladies provoquées par des micro-organismes d'origine animale infectant également l'homme.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/waterborne-zoonoses/en/

ANNEXE 2

Références citées^{1,2}

Chapitre 1

Brikké F (2000) *Operation and maintenance of rural water supply and sanitation systems: a training package for managers and planners*. Delft, IRC International Water and Sanitation Centre; et Genève, Organisation mondiale de la Santé, WHO/SDE/WSH/00.2 (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/omruralsystems/en/).

OMS (1976) *Surveillance of drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé.

OMS (1997) *Directives de qualité pour l'eau de boisson de l'OMS, 2^e éd., Vol. 3. Surveillance and control of community supplies*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/small-water-supplies-guidelines/en/).

Sawyer R, Simpson-Hébert M, Wood S (1998) *Manuel pas à pas sur PHAST – Une approche participative pour enrayer les maladies diarrhéiques*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, (WHO/EOS/98.3 ; http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/phastep/fr/)

Simpson-Hébert M, Sawyer R, Clarke L (1996) *L'initiative « PHAST » - Participation à la transformation de l'hygiène et de l'assainissement – Une nouvelle méthode de travail avec des communautés*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme des Nations Unies pour le développement/Programme pour l'eau et l'assainissement de la Banque mondiale (WHO/EOS/96.11; <http://apps.who.int/iris/handle/10665/68959>)

¹ Cette liste inclut toutes les références citées dans le texte, excepté celles des documents d'appui des Directives, qui figurent séparément dans l'Annexe 1, et celles de la bibliographie sélective du Chapitre 11, qui figurent à la fin de chaque fiche technique de ce chapitre.

² Les liens indiqués dans cette annexe étaient actifs en janvier 2011.

Chapitre 3

Howard G et al. (2002) *Villages-santé : guide à l'intention des communautés et des agents de santé communautaires*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/healthvillages/fr/).

Prüss A, Corvalan C (2006) *Prévenir la maladie grâce à un environnement sain : une estimation de la charge de morbidité imputable à l'environnement*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. Résumé français (http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/43615/1/9242594201_fre.pdf). Article complet en anglais (http://www.who.int/entity/quantifying_ehimpacts/publications/preventingdisease.pdf)

Prüss A et al. (2002) Estimating the burden of disease from water, sanitation, and hygiene at a global level. *Environmental Health Perspectives*, 110:537–542.

Chapitre 4

Bartram J, Ballance R, eds (1996) *Water quality monitoring: A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. Publié par E & FN Spon, Londres, pour l'Organisation des Nations unies pour l'éducation, la science et la culture, l'Organisation mondiale de la Santé et le Programme des Nations Unies pour l'environnement (http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/resourcesquality/waterqualmonitor.pdf).

OMS (1997) *Directives de qualité pour l'eau de boisson de l'OMS, 2^e éd., Vol. 3. Surveillance and control of community supplies*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/small-water-supplies-guidelines/en/).

Chapitre 5

Lloyd B, Bartram J (1991) Surveillance solutions to microbiological problems in water quality control in developing countries. *Water Science and Technology*, 24(2):61–75.

OMS(1976) *Surveillance of drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé.

OMS (1997) *Directives de qualité pour l'eau de boisson de l'OMS, 2^e éd., Vol. 3. Surveillance and control of community supplies*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/small-water-supplies-guidelines/en/).

Chapitre 6

APHA, AWWA, WEF (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21st ed. Washington, DC, American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, pp. 7–15.

Bartram J, Ballance R, éd(s) (1996) *Water quality monitoring: A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. Publié par E & FN Spon, Londres, pour l'Organisation des Nations unies pour l'éducation, la science et la culture, l'Organisation mondiale de la Santé et le Programme des Nations Unies pour l'environnement (http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/resourcesquality/waterqualmonitor.pdf).

Cotruvo JA et al. (2010) *Desalination technology: Health and environmental impacts*. Boca Raton, FL, CRC Press.

FAO/OMS (2009) *Benefits and risks of the use of chlorine-containing disinfectants in food production and food processing. Rapport d'un Comité mixte FAO/OMS d'experts*. Genève, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et Organisation mondiale de la Santé (http://whqlibdoc.who.int/publications/2009/9789241598941_eng.pdf).

Hutin Y, Luby S, Paquet C (2003) A large cholera outbreak in Kano City, Nigeria: The importance of hand washing with soap and the danger of street-vended water. *Journal of Water and Health*, 1:45–52.

OMS (1997) *Directives de qualité pour l'eau de boisson de l'OMS, 2^e éd., Vol. 3. Surveillance and control of community supplies*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/small-water-supplies-guidelines/en/).

OMS (2005a) *Règlement sanitaire international (2005), 2^e éd.* Genève, Organisation mondiale de la Santé (http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/43982/1/9789242580419_fre.pdf).

OMS (2005b) *Nutrients in drinking water*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/nutrients-in-dw/en/).

Wisner B, Adams J (2003) *Environmental health in emergencies and disasters: a practical guide*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/emergencies/em2002intro.pdf).

Chapitre 7

Assemblée mondiale de la Santé (1991) *Elimination of dracunculiasis: Resolution of the 44th World Health Assembly*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (Résolution WHA 44.5).

AWWA (1999) *Waterborne pathogens: AWWA manual M48*. Denver, CO, American Water Works Association.

Bitton G (2005) *Wastewater microbiology*, 3^e éd. New York, NY, John Wiley & Sons.

Chevrefils G et al. (2006) UV dose required to achieve incremental log inactivation of bacteria, protozoa and viruses. *IUVA News*, 8(1):38–45.

Clasen T et al. (2006) Interventions to improve water quality for preventing diarrhoea (Cochrane Review). Dans : *The Cochrane Library*, Issue 3. Oxford, Update Software (CD004794).

Cotruvo JA, Sobsey M (2006) Point-of-use water treatment for home and travel. Dans: Grabow W, éd. *UNESCO encyclopedia of life support systems*. Paris, Organisation des Nations unies pour l'éducation, la science et la culture (<http://www.eolss.net>).

Dullemont YJ et al. (2006) Removal of microorganisms by slow sand filtration. Dans : Gimbel R, Graham NJD, Collins MR, éd(s). *Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes*. Londres, IWA Publishing, pp. 12–20.

- Feachem RG et al. (1983) *Sanitation and disease: Health aspects of excreta and wastewater management*. Chichester, John Wiley.
- Fewtrell L, Colford J (2004) *Water, sanitation and hygiene: Interventions and diarrhoea—A systematic review and meta-analysis*. Réseau du développement humain, Département de la santé, de la nutrition et de la population de la Banque mondiale (<http://siteresources.worldbank.org/HEALTHNUTRITIONANDPOPULATION/Resources/281627-1095698140167/Fewtrell%26ColfordJuly2004.pdf>).
- Gerba CP et al. (1996) Waterborne rotavirus: A risk assessment. *Water Research*, 30(12):2929–2940.
- Haas CN, Rose JB, Gerba CP (1999) *Quantitative microbial risk assessment*. New York, NY, Wiley.
- Hijnen WAM, Beerendonk EF, Medema GJ (2006) Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: A review. *Water Research*, 40:3–22.
- Jones K, Betaieb M, Telford DR (1990) Seasonal variation of thermophilic campylobacters in sewage sludge. *Journal of Applied Bacteriology*, 69:185–189.
- Koenraad PMFJ et al. (1994) Survey of *Campylobacter* in sewage plants in the Netherlands. *Food Microbiology*, 11:65–73.
- Lodder WJ, de Roda Husman AM (2005) Presence of noroviruses and other enteric viruses in sewage and surface waters in the Netherlands. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(3):1453–1461.
- Lodder WJ et al. (2010) Presence of enteric viruses in source waters for drinking water production in the Netherlands. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(17):5965–5971.
- Maier RM, Pepper IL, Gerba CP (2000) *Environmental microbiology*. New York, NY, Academic Press.
- Masini L et al. (2007) Research and characterization of pathogenic vibrios from bathing water along the Conero Riviera (central Italy). *Water Research*, 41(18):4031–4040.
- Metcalf & Eddy, Inc. (2003) *Wastewater engineering: Treatment and reuse*. New York, NY, McGraw Hill.
- Nath KJ, Bloomfield S, Jones M (2006) *Household water storage, handling and point-of-use treatment*. A review commissioned by the International Scientific Forum on Home Hygiene (http://www.ifh-homehygiene.org/2003/2library/low_res_water_paper.pdf).
- OMS (2003) *Emerging issues in water and infectious disease*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/emergingissues/en/).
- OMS (2005) *Preventing travellers' diarrhoea: How to make drinking water safe*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/traveldiarrh/en/).
- Rutjes SA et al. (2009) Detection of infectious rotavirus in naturally contaminated source waters for drinking water production. *Journal of Applied Microbiology*, 107(1):97–105.
- Schijven JF, de Roda Husman AM (2006) A survey of diving behaviour and accidental water ingestion among Dutch occupational and sport divers to assess the risk of infection with waterborne pathogenic microorganisms. *Environmental Health Perspectives*, 114:712–717.
- Stampi S et al. (1992) Occurrence, removal, and seasonal variation of “thermophilic” campylobacters in a sewage treatment plant in Italy. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin*, 193:199–210.
- Stelzer W (1988) [Détection de *Campylobacter jejuni* et *C. coli* dans les eaux usées.] *Zentralblatt für Mikrobiologie*, 143(1):47–54 (en allemand).

Wright J, Gundry S, Conroy R (2003) Household drinking water in developing countries: A systematic review of microbiological contamination between source and point-of-use. *Tropical Medicine & International Health*, 9(1):106–117.

Chapitre 8

FAO/OMS (2009) *Principles and methods for the risk assessment of chemicals in food*. Genève, Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture et Organisation mondiale de la Santé (Environmental Health Criteria 240; <http://www.who.int/foodsafety/publications/chemical-food/en/>) Résumé français : (http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44065/15/WHO_EHC_240_15_eng_summary_fre.pdf).

IPCS (1994) *Assessing human health risks of chemicals: Derivation of guidance values for health-based exposure limits*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 170; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc170.htm>)

IPCS (2000) *Disinfectants and disinfectant by-products*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 216; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc216.htm>).

IPCS (2005) *Chemical-specific adjustment factors for interspecies differences and human variability: Guidance document for use of data in dose/concentration–response assessment*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Harmonization Project Document No. 2; <http://www.inchem.org/documents/harmproj/harmproj/harmproj2.pdf>).

IPCS (2009) *Principles for modelling dose–response for risk assessment of chemicals*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 239; http://whqlibdoc.who.int/publications/2009/9789241572392_eng.pdf).

Krishnan K, Carrier R (2013). The use of exposure source allocation factor in the risk assessment of drinking-water contaminants. *J Toxicol Environ Health B*. 16(1):39–51.

OMS (2006) *Guidelines for safe recreational water environments. Vol. 2. Swimming pools and similar environments*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/safe-recreational-water-guidelines-2/en/).

OMS/TDR (2009) *Dengue—Guidelines for diagnosis, treatment, prevention and control*. Genève, Organisation mondiale de la Santé et Programme spécial de recherche et de formation concernant les maladies tropicales (TDR) (http://whqlibdoc.who.int/publications/2009/9789241547871_eng.pdf).

Solecki R et al. (2005) Guidance on setting of acute reference dose (ARfD) for pesticides. *Food and Chemical Toxicology*, 43:1569–1593 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16040182>).

Chapitre 9

AIEA (2002) *Préparation et intervention en cas de situation d'urgence nucléaire ou radiologique*. Vienne, Agence internationale de l'énergie atomique (Collection Normes de sûreté n° GS-R-2).

AIEA, OMS (2005) *Development of an extended framework for emergency response criteria*. Vienne, Agence internationale de l'énergie atomique (TECDOC-1432).

- AIEA, OMS (2010) *Criteria for use in planning response to nuclear and radiological emergencies*. Vienne, Agence internationale de l'énergie atomique (Safety Guide DS44).
- APHA, AWWA, WEF (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21st ed. Washington, DC, American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, pp. 7–15.
- Auvinen A et al. (2005) Radon and other natural radionuclides in drinking water and risks of stomach cancer: A case-cohort study in Finland. *International Journal of Cancer*, 10:109–113.
- Brenner D et al. (2003) Cancer risks attributable to low doses of ionizing radiation: Assessing what we really know. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100(24):13761–13766.
- Brown J, Hammond B, Wilkins DT (2008) *Handbook for assessing the impact of a radiological incident on levels of radioactivity in drinking water and risks to operatives at water treatment works: Supporting scientific report*. Chilton, Oxfordshire, Health Protection Agency (HPA-RPD-041; http://www.dwi.gov.uk/research/completed-research/reports/DWI70-2-192_supporting.pdf).
- CIPR (1996) Age-dependent doses to the members of the public from intake of radionuclides. Part 5. Compilation of ingestion and inhalation coefficients. ICRP Publication 72. *Annals of the ICRP*, 26(1).
- CIPR (2000) Protection of the public in situations of prolonged radiation exposure. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 82. *Annals of the ICRP*, 29(1–2).
- CIPR (2008) The 2007 recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. *Annals of the ICRP*, 37(2–4).
- CIPR (2009a) Application of the Commission's recommendations for the protection of people in emergency exposure situations. ICRP Publication 109. *Annals of the ICRP*, 39(1).
- CIPR (2009b) International Commission on Radiological Protection statement on radon (ICRP Ref 00/902/09; http://www.icrp.org/docs/ICRP_Statement_on_Radon%28November_2009%29.pdf).
- Commission européenne (2001) Recommandation de la Commission du 20 décembre 2001 concernant la protection de la population contre l'exposition au radon dans l'eau potable. *Journal officiel des Communautés européennes n° L 344*:85–87 (<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32001H0928>).
- ISO (2006a) *Norme ISO 5667-1 : Qualité de l'eau – Échantillonnage – Partie 1 : Lignes directrices pour la conception des programmes et des techniques d'échantillonnage*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2006b) *Norme ISO 5667-5 : Qualité de l'eau – Échantillonnage – Partie 5 : Lignes directrices pour l'échantillonnage de l'eau potable des usines de traitement et du réseau de distribution*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2007) *Norme ISO 9696 : Qualité de l'eau – Mesurage de l'activité alpha globale des eaux non salines – Méthode par source concentrée*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2009a) *Norme ISO 5667-11: ISO 5667-11 : Qualité de l'eau – Échantillonnage – Partie 11: Lignes directrices pour l'échantillonnage des eaux souterraines*. (non disponible en français) Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2009b) *Norme ISO 10704: Qualité de l'eau — Mesurage des activités alpha globale et bêta globale des eaux non salines - Méthode par dépôt d'une source fine*. Genève, Organisation internationale de normalisation.

- ISO (2012) *Norme ISO 5667-3 : Qualité de l'eau – Échantillonnage – Partie 3 : Conservation et manipulation des échantillons d'eau*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2015) *Norme ISO 9697 : Qualité de l'eau – Activité bêta globale des eaux non salines – Méthode d'essai par source concentrée*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- Nair RR et al. (2009) Background radiation and cancer incidence in Kerala, India—Karanagappally cohort study. *Health Physics*, 96(1):55–66.
- NAS (1999) *Report on risk assessment of radon in drinking water*. Washington, DC, National Research Council, National Academy Press.
- OMS (2004) *Instauration d'un dialogue sur les risques dus aux champs électromagnétiques*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (http://www.who.int/peh-emf/publications/emf_risk_french.pdf)
- OMS (2009) *WHO handbook on indoor radon: A public health perspective*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/44149/1/9789241547673_eng.pdf)
- Picano E (2008) Informed consent and communication of risk from radiological and nuclear medicine examinations: How to escape from a communication inferno. *British Medical Journal*, 329:849–851.
- Santé Canada (2009) *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique - paramètres radiologiques*. Bureau de la radioprotection, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa (Ontario) (Catalogue Cat. : H128-1/10-614F-PD ; <http://canadiensensante.gc.ca/publications/healthy-living-vie-saine/water-radiological-radiologique-eau/alt/water-radiological-radiologique-eau-fra.pdf>).
- Standards Australia, Standards New Zealand (1998) *Water quality—Sampling—Guidance on the design of sampling programs, sampling techniques and the preservation and handling of samples*. Homebush, Australia, and Wellington, New Zealand, Joint Australian/New Zealand Standards (AS/NZS 5667.1.1998).
- Tao Z (2000) Cancer mortality in the high background radiation areas of Yangjiang, China during the period between 1979 and 1995. *Journal of Radiation Research (Tokyo)*, 41(Suppl.):31–41.
- UNSCEAR (2000) *Report: Sources, effects and risks of ionizing radiation*. New York, NY, Comité scientifique des Nations Unies pour l'Étude des Effets des Rayonnements ionisants (http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000_1.html).
- UNSCEAR (2008) *Report: Sources and effects of ionizing radiation. Vol. I. Sources*. New York, NY, Comité scientifique des Nations Unies pour l'Étude des Effets des Rayonnements ionisants (traduction du rapport à l'Assemblée disponible en français, annexes en anglais uniquement) (http://www.unscear.org/unscear/fr/publications/2000_1.html).
- USEPA (2007) *Communicating radiation risks*. Washington, DC, Environmental Protection Agency (EPA Publication 402-F-07-008).
- Ye W et al. (1998) Mortality and cancer incidence in Misasa, Japan, a spa area with elevated radon levels. *Japanese Journal of Cancer Research*, 89(8):789–796.

Chapitre 11¹

OMS (2003) *Emerging issues in water and infectious disease*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/emergingissues/en/).

Chapitre 12²

Documents d'appui utilisés pour la préparation des Directives OMS de qualité pour l'eau de boisson³

OMS (2003) *1,1-Dichloroethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/19).

OMS (2003) *1,1,1-Trichloroethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/65).

OMS (2003) *1,2-Dibromo-3-chloropropane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/34).

OMS (2003) *1,2-Dibromoethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/66).

OMS (2003) *1,2-Dichloroethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/67).

OMS (2003) *1,2-Dichloroethene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/72).

OMS (2003) *1,2-Dichloropropane (1,2-DCP) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/61).

OMS (2003) *1,3-Dichloropropane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/35).

OMS (2003) *1,3-Dichloropropene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/36).

OMS (2003) *2,4-D in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/70).

¹ Les références de la bibliographie sélective figurent à la fin de chaque fiche technique relative aux micro-organismes dans le Chapitre 11.

² Les références citées pour le même auteur et la même date dans le Chapitre 12 sont classées par ordre alphabétique du titre.

³ Tous les documents d'appui sont accessibles sur le site http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/index.html.

- OMS (2003) *2-Phenylphenol and its sodium salt in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/69).
- OMS (2003) *Alachlor in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/31).
- OMS (2003) *Aldicarb in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/72).
- OMS (2003) *Aldrin and dieldrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/73).
- OMS (2003) *Ammonia in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/1).
- OMS (2003) *Antimony in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/74).
- OMS (2003) *Asbestos in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/2).
- OMS (2003) *Benzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/24).
- OMS (2003) *Chlordane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/84).
- OMS (2003) *Chloride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/3).
- OMS (2003) *Chlorine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/45).
- OMS (2003) *Chloroacetones in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/50).
- OMS (2003) *Chlorophenols in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/47).
- OMS (2003) *Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/44).
- OMS (2003) *Chloropicrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/52).
- OMS (2003) *Chlorotoluron in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/33).
- OMS (2003) *Chlorpyrifos in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/87).
- OMS (2003) *Chromium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/4).

- OMS (2003) *Cyanazine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/60).
- OMS (2003) *Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/57).
- OMS (2003) *Dichlorobenzenes in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/28).
- OMS (2003) *Dichloromethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/18).
- OMS (2003) *Di(2-ethylhexyl)adipate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/68).
- OMS (2003) *Di(2-ethylhexyl)phthalate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/29).
- OMS (2003) *Edetic acid (EDTA) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/58).
- OMS (2003) *Ethylbenzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/26; http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/dwq/chemicals/ethylbenzene.pdf).
- OMS (2003) *Heptachlor and heptachlor epoxide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/99).
- OMS (2003) *Hexachlorobutadiene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/101).
- OMS (2003) *Hydrogen sulfide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/7).
- OMS (2003) *Iodine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/46).
- OMS (2003) *Iron in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/08).
- OMS (2003) *Isoproturon in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/37).
- OMS (2003) *Lindane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/102).
- OMS (2003) *Malathion in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/103).
- OMS (2003) *Metolachlor in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/39).

- OMS (2003) *Molinate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/40).
- OMS (2003) *MX in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/108).
- OMS (2003) *Nitritotriacetic acid in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (WHO/SDE/WSH/03.04/30).
- OMS (2003) *Pendimethalin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/41).
- OMS (2003) *Pentachlorophenol in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/62).
- OMS (2003) *Polynuclear aromatic hydrocarbons in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/59).
- OMS (2003) *Propanil in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/112).
- OMS (2003) *Silver in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/14).
- OMS (2003) *Simazine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/42).
- OMS (2003) *Sodium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/15).
- OMS (2003) *Styrene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/27).
- OMS (2003) *Terbuthylazine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/63).
- OMS (2003) *Tetrachloroethene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/23).
- OMS (2003) *Toluene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/116).
- OMS (2003) *Total dissolved solids in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/16).
- OMS (2003) *Trichloroacetic acid in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/120).
- OMS (2003) *Trichlorobenzenes in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/117).
- OMS (2003) *Trifluralin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/43).
- OMS (2003) *Xylenes in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/25).

- OMS (2003) *Zinc in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/17).
- OMS (2004) *Brominated acetic acids in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/79).
- OMS (2004) *Carbofuran in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/81).
- OMS (2004) *Carbon tetrachloride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/82).
- OMS (2004) *Copper in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/88).
- OMS (2004) *DDT and its derivatives in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/89).
- OMS (2004) *Dialkyltins in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/109).
- OMS (2004) *Dimethoate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04).
- OMS (2004) *Endosulfan in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/92).
- OMS (2004) *Endrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/93).
- OMS (2004) *Epichlorohydrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/94).
- OMS (2004) *Fenitrothion in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/95).
- OMS (2004) *Fluoride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/96).
- OMS (2004) *Halogenated acetonitriles in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/98).
- OMS (2004) *Hexachlorobenzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/100).
- OMS (2004) *Inorganic tin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/115).
- OMS (2004) *Methoxychlor in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/105).
- OMS (2004) *Methyl parathion in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/106).

- OMS (2004) *Monochloramine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/83).
- OMS (2004) *Monochloroacetic acid in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/85).
- OMS (2004) *Monochlorobenzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/107).
- OMS (2004) *Parathion in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/110).
- OMS (2004) *Sulfate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/114).
- OMS (2004) *Vinyl chloride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/119).
- OMS (2005) *1,1-Dichloroethene in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/05.08/20).
- OMS (2005) *1,4-Dioxane in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/05.08/120).
- OMS (2005) *Bromate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/05.08/78).
- OMS (2005) *Chloral hydrate in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/05.08/49).
- OMS (2005) *Dichloroacetic acid in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/05.08/121).
- OMS (2005) *Formaldehyde in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/05.08/48).
- OMS (2005) *Glyphosate and AMPA in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/97).
- OMS (2005) *Mercury in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/05.08/10).
- OMS (2005) *Methyl tertiary-butyl ether (MTBE) in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/05.08/122).
- OMS (2005) *Trichloroethene in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/05.08/22).
- OMS (2005) *Trihalomethanes in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/05.08/64).
- OMS (2007) *Nickel in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/05.08/55).

- OMS (2007) *pH in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/07.01/1).
- OMS (2008) *Carbaryl in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/AMR/08.03/5).
- OMS (2008) *Diflubenzuron in drinking-water: Use for vector control in drinking-water sources and containers. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/AMR/08.03/6).
- OMS (2008) *Methoprene in drinking-water: Use for vector control in drinking-water sources and containers. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/AMR/08.03/14).
- OMS (2008) *N-Nitrosodimethylamine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/AMR/08.03/8).
- OMS (2008) *Novaluron in drinking-water: Use for vector control in drinking-water sources and containers. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/AMR/08.03/11).
- OMS (2008) *Petroleum products in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/05.08/123).
- OMS (2008) *Pirimiphos-methyl in drinking-water: Use for vector control in drinking-water sources and containers. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/AMR/08.03/15).
- OMS (2008) *Pyriproxyfen in drinking-water: Use for vector control in drinking-water sources and containers. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/AMR/08.03/9).
- OMS (2008) *Sodium dichloroisocyanurate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/AMR/08.03/3).
- OMS (2009) *Bacillus thuringiensis israelensis (Bti) in drinking-water: Use for vector control in drinking-water sources and containers. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/WSH/09.01/8).
- OMS (2009) *Beryllium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/WSH/09.01/5).
- OMS (2009) *Boron in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/WSH/09.01/2).
- OMS (2009) *Bromide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/WSH/09.01/6).
- OMS (2009) *Cyanide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/WSH/09.01/3).
- OMS (2009) *Cyanogen chloride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/WSH/09.01/9).

- OMS (2009) *Nitrobenzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/WSH/09.01/4).
- OMS (2009) *Potassium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/WSH/09.01/7).
- OMS (2009) *Temephos in drinking-water: Use for vector control in drinking-water sources and containers. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/AMR/09.01/1).
- OMS (2010) *Aluminium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/53).
- OMS (2010) *Spinosad in drinking-water: Use for vector control in drinking-water sources and containers. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/WSH/10.01.12).
- OMS (2011) *Acrylamide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/71/Rev/1).
- OMS (2011) *Arsenic in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/75/Rev/1).
- OMS (2011) *Atrazine and its metabolites in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/WSH/10.01/11/Rev/1).
- OMS (2011) *Cadmium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/80/Rev/1).
- OMS (2011) *Hardness in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/HSE/WSH/10.01/10/Rev/1).
- OMS (2011) *Manganese in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/104/Rev/1).
- OMS (2011) *Molybdenum in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/11/Rev/1).
- OMS (2011) *Permethrin in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/05.08/11/Rev/1).
- OMS (2011) *Selenium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/13/Rev/1).
- OMS (2012) *Uranium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/WSH/03.04/118/Rev/1).
- OMS (2016). *Barium in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/FWC/WSH/16.48).
- OMS (2016). *Bentazone in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/FWC/WSH/16.47).
- OMS (2016). *Chlorine dioxide, chlorate and chlorite in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/FWC/WSH/16.49).

- OMS (2016). *Dichlorvos in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/FWC/WSH/16.44).
- OMS (2016). *Dicofol in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/FWC/WSH/16.45).
- OMS (2016). *Diquat in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/FWC/WSH/16.50).
- OMS (2016). *Lead in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO WHO/FWC/WSH/16.53)
- OMS (2016). *MCPA in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/FWC/16.51).
- OMS (2016). *Nitrate and nitrite in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/FWC/16.52).
- OMS (2016). *Perchlorate in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Genève, Organisation mondiale de la Santé. (WHO/SDE/FWC/16.46).

Autres références citées

- Chorus I, Bartram J, eds (1999) *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Publié par E & FN Spon, Londres, pour l'Organisation mondiale de la Santé ([http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/toxicyanobact/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/toxiccyanobact/en/)).
- EFSA (2014). *Scientific opinion on the risks to public health related to the presence of perchlorate in food, in particular fruits and vegetables*. EFSA J. 12(10):3869
(<http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/3869.htm>, consulté le 7 janvier 2014).
- FAO/OMS (1992) *Pesticide residues in food—1991 evaluations. Part II—Toxicology*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides (WHO/PCS/92.52).
- FAO/ OMS (1993) *Pesticide residues in food—1992 evaluations. Part II—Toxicology*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides (WHO/PCS/93.34).
- FAO/ OMS (1995) *Pesticide residues in food—1994 evaluations. Part II—Toxicology*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides (WHO/PCS/95.2).
- FAO/ OMS (1996) *Pesticide residues in food—1995 evaluations. Part II—Toxicological and environmental*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides (WHO/PCS/96.48).
- FAO/ OMS (1997) *Pesticide residues in food—1996 evaluations. Part II—Toxicological*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides (WHO/PCS/97.1).
- FAO/ OMS (1998) *Pesticide residues in food—1997 evaluations. Part II—Toxicological and environmental*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides (WHO/PCS/98.6).
- FAO/ OMS (1999) *Pesticide residues in food—1998 evaluations. Part II—Toxicological*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides (WHO/PCS/99.18).

- FAO/ OMS (2000) *Pesticide residues in food—1999 evaluations. Part II—Toxicological*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides (WHO/PCS/00.4).
- FAO/ OMS (2001) *Evaluation of certain food additives and contaminants. Quarante-cinquième rapport du Comité mixte FAO/OMS d'experts des Additifs alimentaires*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Organisation mondiale de la Santé (Série de **R**apports techniques de l'OMS, n° 901).
- FAO/ OMS (2001) *Pesticide residues in food—2000 evaluations. Part II—Toxicological* Genève, Organisation mondiale de la Santé, Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides (WHO/PCS/01.3).
- FAO/ OMS (2002) *Pesticide residues in food—2001 evaluations. Part II—Toxicological*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides (WHO/PCS/02.1).
- FAO/ OMS (2003) *Pesticide residues in food—2002 evaluations. Part II—Toxicological*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides (WHO/PCS/03.1).
- FAO/ OMS (2004) *Evaluation of certain food additives and contaminants. Soixante et unième rapport du Comité mixte FAO/OMS d'experts des Additifs alimentaires*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (Série de Rapports techniques de l'OMS n° 922).
- FAO/ OMS (2004) *Vitamin and mineral requirements in human nutrition*, 2^e éd. Rapport d'une Consultation mixte d'experts FAO-OMS, Bangkok, Thaïlande, du 21 au 30 septembre 1998. Genève, Organisation mondiale de la Santé (<http://whqlibdoc.who.int/publications/2004/9241546123.pdf>).
- FAO/ OMS (2006) *Pesticide residues in food—2005 evaluations. Part II—Toxicological*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides.
- FAO/ OMS (2007) Aluminium (de toutes les sources, y compris les additifs alimentaires). Dans : *Evaluation of certain food additives and contaminants. Soixante-septième rapport du Comité mixte FAO/OMS d'experts des Additifs alimentaires*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, pp. 33–44 (Série de **R**apports techniques de l'OMS n° 940).
- FAO/OMS (2008) *Pesticide residues in food—2006 evaluations. Part II—Toxicological*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Comité mixte FAO/OMS sur les résidus de pesticides.
- FAO/ OMS (2009) *Pesticide residues in food—2007 evaluations. Part II—Toxicological*. Genève, Organisation mondiale de la Santé.
- FAO/ OMS (2011) *Evaluation of certain contaminants in food. Soixante-douzième rapport du Comité mixte FAO/OMS d'experts des Additifs alimentaires*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (Série de Rapports techniques de l'OMS n°959).
- FAO/ OMS (2011) *Evaluation of certain food additives and contaminants. Soixante-treizième rapport du Comité mixte FAO/OMS d'experts des Additifs alimentaires*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (Série de Rapports techniques de l'OMS n° 960).
- FAO/OMS (2011) *Safety evaluation of certain contaminants in food. Soixante-douzième rapport du Comité mixte FAO/OMS d'experts des Additifs alimentaires (JECFA)*. Genève, Organisation mondiale de la Santé ; 685-762 (WHO Food Additives Series 63 ; FAO JECFA Monographs 8).
- Fawell J et al. (2006) *Fluoride in drinking-water*. Londres, Publié par IWA Publishing pour l'Organisation mondiale de la Santé (WHO Drinking-water Quality Series; (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/fluoride-in-drinking-water/en/)).
- CIRC (1987) *Overall evaluations of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volumes 1–42*. Lyon, Centre international de recherche sur le cancer, pp. 100–106 (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Supplement 7).

- IPCS (1992) *Endrin*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 130; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc130.htm>).
- IPCS (1992) *Methyl parathion*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 145; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc145.htm>).
- IPCS (1994) *Glyphosate*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 159; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc159.htm>).
- IPCS (1994) *Hexachlorobutadiene*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 156; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc156.htm>).
- IPCS (1995) *1,2-Dichloroethane*, 2nd ed. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 176; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc176.htm>).
- IPCS (1995) *Report of the 1994 meeting of the Core Assessment Group*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques, Comité mixte sur les pesticides (WHO/PCS/95.7).
- IPCS (1996) *1,2-Dibromoethane*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 177; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc177.htm>).
- IPCS (1997) *Aluminium*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 194; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc194.htm>).
- IPCS (1997) *Hexachlorobenzene*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 195; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc195.htm>).
- IPCS (1998) *1,2-Dichloroethane*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Concise International Chemical Assessment Document 1; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad01.pdf>).
- IPCS (1998) *Copper*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 200; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc200.htm>).
- IPCS (1998) *Methyl tertiary-butyl ether*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 206; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc206.htm>).
- IPCS (1999) *Bacillus thuringiensis*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 217; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc217.htm>).
- IPCS (1999) *Carbon tetrachloride*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 208; http://www.who.int/entity/ipcs/publications/ehc/who_ehc_208.pdf).
- IPCS (1999) *Manganese and its compounds*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Concise International Chemical Assessment Document 12; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad12.pdf>).

- IPCS (1999) *Vinyl chloride*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 215; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc215.htm>).
- IPCS (2000) *Chloral hydrate*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Concise International Chemical Assessment Document No. 25; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad25.pdf>).
- IPCS (2000) *Disinfectants and disinfectant by-products*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 216; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc216.htm>).
- IPCS (2001) *Arsenic and arsenic compounds*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 224; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm>).
- IPCS (2001) *Barium and barium compounds*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Concise International Chemical Assessment Document 33; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad33.pdf>).
- IPCS (2001) *Beryllium and beryllium compounds*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Concise International Chemical Assessment Document 32; <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad32.htm>).
- IPCS (2002) *Fluorides*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Environmental Health Criteria 227; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc227.htm>).
- IPCS (2002) *Formaldehyde*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Concise International Chemical Assessment Document 40; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad40.pdf>).
- IPCS (2002) *N-Nitrosodimethylamine*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Concise International Chemical Assessment Document No. 38; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad38.pdf>).
- IPCS (2003) *1,1-Dichloroethene (vinylidene chloride)*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Concise International Chemical Assessment Document 51; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad51.pdf>).
- IPCS (2003) *Elemental mercury and inorganic mercury compounds: Human health aspects*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Concise International Chemical Assessment Document 50; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad50.pdf>).
- IPCS (2004) *Chloroform*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Concise International Chemical Assessment Document 58; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad58.pdf>).
- IPCS (2004) *Hydrogen cyanide and cyanides: Human health aspects*. Genève, Organisation mondiale de la Santé, Programme international sur la sécurité des substances chimiques (Concise International Chemical Assessment Document No. 61; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad61.pdf>).
- ISO (1982) *Water quality—determination of total arsenic*. Genève, Organisation internationale de normalisation (ISO 6595-1982).

- OMS (2004) *Rapport de la septième réunion du groupe de travail WHOPEs, du 2 au 4 décembre 2003, Genève, Genève, Organisation mondiale de la Santé, Système OMS d'évaluation de pesticides* (WHO/CDS/WHOPEs/2004.8; http://whqlibdoc.who.int/hq/2004/WHO_CDS_WHOPEs_2004.8.pdf).
- OMS (2006) *Rapport de la neuvième réunion du groupe de travail WHOPEs, du 5 au 9 décembre 2005, Genève, Genève, Organisation mondiale de la Santé, Control of Neglected Tropical Diseases, Système OMS d'évaluation de pesticides* (WHO/CDS/NTD/WHOPEs/2006.2; http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_CDS_NTD_WHOPEs_2006.2_eng.pdf).
- OMS (2007) *WHO specifications and evaluations for public health pesticides: Bacillus thuringiensis subspecies israelensis strain AM65-52*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (http://www.who.int/whopes/quality/Bti_eval_spec_Jun_07.pdf).
- OMS (2008). *Acidified sodium chlorite*. In: *Safety evaluation of certain food additives and contaminants. Soixante-huitième rapport du Comité mixte FAO/OMS d'experts des Additifs alimentaires (JECFA)*. Genève, Organisation mondiale de la Santé; 3–54 (Food Additives Series, No. 59; http://whqlibdoc.who.int/publications/2008/9789241660594_eng.pdf?ua=1).
- OMS (2012). *Pesticide residues in food – 2011 evaluations*. Part II. Toxicological. Genève, Organisation mondiale de la Santé.
- OMS (2013). *Pesticide residues in food – 2012 evaluations*. Part II. Toxicological. Genève, Organisation mondiale de la Santé.
- OMS (2014). *Pesticide residues in food – 2013 evaluations*. Part II – Toxicological. Genève, Organisation mondiale de la Santé.
- Santé Canada (2013). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique – le nitrate et le nitrite*. Ottawa (ON) : Santé Canada, Division générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Bureau de l'eau, de l'air et des changements climatiques (<https://www.canada.ca/fr/sante-canada/services/publications/vie-saine/recommandations-pour-qualite-eau-potable-canada-document-technique-nitrate-et-nitrite.html>).
- USEPA (2005). *Toxicological review of barium and compounds (CAS No. 7440-39-3): in support of summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS)*. Washington (DC): United States Environmental Protection Agency; (https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/0010tr.pdf).
- USNRC (2001) *Arsenic in drinking water, 2001 update*. Washington, DC, United States National Research Council, National Academy Press.
- USNRC (2006) *Fluoride in drinking water: A scientific review of EPA's standards*. Washington, DC, United States National Research Council, National Academies Press.
- USNTP (1987). *Toxicology and carcinogenesis studies of bromodichloromethane (CAS No. 75-27-4) in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies)*. Research Triangle Park (NC): United States Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Toxicology Program (NTP TR 321).

ANNEXE 3

Tableaux récapitulatifs des produits chimiques

Tableau A3.1 Produits chimiques exclus de la liste des substances justifiant la détermination d'une valeur guide

Produit chimique	Motif de l'exclusion
Amitraze	Produit chimique se dégradant rapidement dans l'environnement et pour lequel il est peu probable de relever des concentrations mesurables dans les approvisionnements en eau de boisson
Chlorobenzilate	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Chlorothalonil	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Cyperméthrine	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Deltaméthrine	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Diazinone	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Dinoseb	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Éthylène-thiourée	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Fenamiphos	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Formothion	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Hexachlorocyclohexanes (mélange d'isomères)	Présence peu probable dans l'eau de boisson
MCPB ^a	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Méthamidophos	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Méthomyl	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Mirex	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Monocrotophos	Interdit d'utilisation dans de nombreux pays et présence peu probable dans l'eau de boisson
Oxamyl	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Phorate	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Propoxur	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Pyridate	Non persistant et rarement présent dans l'eau de boisson
Quintozène	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Toxaphène	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Triazophos	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Oxyde de tributylétain	Présence peu probable dans l'eau de boisson
Trichlorfon	Présence peu probable dans l'eau de boisson

^a Acide 4-(4-chloro-o-tolyloxy)butyrique.

Tableau A3.2 Produits chimiques pour lesquels des valeurs guides n'ont pas été définies

Produit chimique	Motif de l'absence de valeur guide définie
Aluminium	Une valeur guide de 0,9 mg/l reposant sur des arguments sanitaires a pu être déterminée, mais cette valeur est supérieure aux limites qui peuvent être fixées en pratique pour l'optimisation du procédé de coagulation avec des agents coagulants à base d'aluminium utilisé dans les installations de traitement d'eau de boisson : 0,1 mg/l ou moins dans les grandes installations et 0,2 mg/l ou moins dans les petites installations
Ammoniac	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Amiante	On ne dispose pas de preuves cohérentes de la toxicité de l'amiante par ingestion
Bentazone	Présente dans l'eau de boisson ou des sources d'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Béryllium	Rarement présent dans l'eau de boisson à des concentrations susceptibles de provoquer des effets toxiques
Bromure	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Bromochloroacétate	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Bromochloroacétonitrile	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Bacillus thuringiensis israelensis (Bti)	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Carbaryl	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Hydrate de chloral (chloroacétaldéhyde)	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Chlorure	Non préoccupant pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson ^a
Dioxyde de chlore	Principalement réduit en chlorite, chlorate et chlorure dans l'eau de boisson, et en chlorite et chlorure après ingestion ; les valeurs guides provisoires pour le chlorite et le chlorate assurent une protection contre une toxicité potentielle du dioxyde de chlore
Chloroacétones	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires pour aucune des chloroacétones
2-chlorophénol	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Chloropicrine	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Cyanure	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques, sauf dans des situations d'urgence à la suite de déversements dans une source d'eau
Chlorure de cyanogène	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Dialkylétains	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires pour aucun des dialkylétains
Dibromoacétate	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Dichloramine	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
1,3-dichlorobenzène	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
1,1-dichloroéthane	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
1,1-dichloroéthène	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques

Produit chimique	Motif de l'absence de valeur guide définie
2,4-dichlorophénol	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
1,3-dichloropropane	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Dichlorvos	Présent dans l'eau de boisson ou des sources d'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Dicofol	Présence peu probable dans l'eau de boisson ou des sources d'eau de boisson ^p
Adipate de di(2-éthylhexyle)	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Diflubenzuron	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Diquat	Présent dans l'eau de boisson ou des sources d'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Endosulfan	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Fenitrothion	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Fluoranthène	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Formaldéhyde	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Glyphosate et AMPA ^c	Présents dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Duréte	Non préoccupante pour la santé aux niveaux relevés dans l'eau de boisson ^a
Heptachlore et époxyde d'heptachlore	Présents dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Hexachlorobenzène	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Sulfure d'hydrogène	Non préoccupant pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson ^a
Étain sous forme inorganique	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Iode	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires, et l'exposition à l'iode suite à la désinfection de l'eau par cette substance est improbable
Fer	Non préoccupant pour la santé aux concentrations entraînant des problèmes d'acceptabilité de l'eau de boisson ^a
Malathion	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Manganèse	Non préoccupant pour la santé à des concentrations entraînant normalement des problèmes d'acceptabilité de l'eau de boisson. Cependant, dans certaines circonstances, le manganèse peut rester en solution à des concentrations plus élevées dans certaines eaux acides ou en anaérobiose, en particulier des eaux souterraines
MCPA ^d	Présent dans l'eau de boisson ou des sources d'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Méthoprene	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Méthylparathion	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Méthyl-tert-butyl éther (MTBE)	Toute valeur guide qui pourrait être déterminée serait probablement supérieure aux concentrations auxquelles le MTBE est détectable par son odeur

Produit chimique	Motif de l'absence de valeur guide définie
Molybdène	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Monobromoacétate	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Monochlorobenzène	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques. Par ailleurs, une valeur reposant sur des arguments sanitaires devrait être largement supérieure aux seuils les plus bas détectables par le goût et par l'odorat signalés
MX	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Nitrobenzène	Rarement détecté dans l'eau de boisson à des concentrations susceptibles de provoquer des effets toxiques
Novaluron	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés dans la lutte contre les vecteurs pour l'eau de boisson
Parathion	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Perméthrine	Addition directe non recommandée dans l'eau de boisson dans le cadre de la politique de l'OMS visant à exclure l'utilisation de tous les pyréthroides comme larvicide pour l'élimination des moustiques vecteurs de maladies humaines
Produits pétroliers	Dans la plupart des situations, le goût et l'odeur permettront de détecter la présence de ces produits à des concentrations inférieures à celles qui sont préoccupantes pour la santé, notamment en cas d'exposition à court terme
pH	Non préoccupant pour la santé aux niveaux relevés dans l'eau de boisson ^c
2-phénylphénol et ses sels de sodium	Présents dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Pirimiphos-méthyl	Addition directe non recommandée dans l'eau de boisson sauf si aucun autre traitement efficace et sûr n'est disponible
Potassium	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
Propanil	Ce composé se transforme facilement en ses métabolites, qui sont plus toxiques. On considère comme inapproprié de définir une valeur guide pour le composé parent et les données disponibles ne permettent pas d'en déterminer une pour les différents métabolites
Pyriproxifène	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés pour lutter contre les vecteurs dans l'eau de boisson
Argent	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Sodium	Non préoccupant pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson ^a
Spinosade	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés pour lutter contre les vecteurs dans l'eau de boisson
Sulfate	Non préoccupant pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson ^a
Téméphos	Il ne paraît pas opportun de définir des valeurs guides pour des pesticides utilisés pour lutter contre les vecteurs dans l'eau de boisson
Matières solides totales dissoutes	Non préoccupantes pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson ^a
Trichloramine	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Trichloroacétonitrile	Les données disponibles ne permettent pas la détermination d'une valeur guide reposant sur des arguments sanitaires
Trichlorobenzènes (totaux)	Présents dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques. Par ailleurs, une valeur reposant sur des arguments sanitaires serait supérieure aux seuils les plus bas détectables par l'odorat signalés

Produit chimique	Motif de l'absence de valeur guide définie
1,1,1-trichloroéthane	Présent dans l'eau de boisson à des concentrations bien inférieures à celles susceptibles de provoquer des effets toxiques
<u>Zinc</u>	Non préoccupant pour la santé aux concentrations relevées dans l'eau de boisson ^a

^a Susceptible de nuire à l'acceptabilité de l'eau de boisson (voir Chapitre 10).

^b Bien que le dicofol ne remplisse pas l'un des trois critères d'évaluation des Directives, un document de référence a été préparé et une valeur reposant sur des arguments sanitaires a été déterminée en réponse à une demande de recommandation d'un des États Membres.

^c Acide aminométhylphosphonique.

^d Acide (2-méthyl-4-chlorophénoxy)acétique.

^e Paramètre opératoire important pour la qualité de l'eau.

Tableau A3.3 Valeurs guides affectées à des produits chimiques dont la présence dans l'eau de boisson est importante sur le plan sanitaire

Produit chimique	Valeur guide		Remarques
	mg/l	µg/l	
Acrylamide	0,0005 ^a	0,5 ^a	
Alachlore	0,02 ^a	20 ^a	
Aldicarbe	0,01	10	Applicable au sulfoxyde d'aldicarbe et à l'aldicarbe sulfoné
Aldrine et dieldrine	0,00003	0,03	Applicable à l'association aldrine/dieldrine
Antimoine	0,02	20	
Arsenic	0,01 (A, T)	10 (A, T)	
Atrazine et ses métabolites chloro-s-triazine	0,1	100	
Baryum	1,3	1300	
Benzène	0,01 ^a	10 ^a	
Benzo[a]pyrène	0,0007 ^a	0,7 ^a	
Bore	2,4	2400	
Bromate	0,01 ^a (A, T)	10 ^a (A, T)	
Bromodichlorométhane	0,06 ^a	60 ^a	
Bromoforme	0,1	100	
Cadmium	0,003	3	
Carbofurane	0,007	7	
Tétrachlorure de carbone	0,004	4	
Chlorate	0,7 (D)	700 (D)	
Chlordane	0,0002	0,2	
Chlore	5 (C)	5000 (C)	Pour que la désinfection soit efficace, il doit rester dans l'eau une concentration résiduelle de chlore libre ≥ 0,5 mg/l après un temps de contact de 30 min au moins à pH < 8,0. Une concentration résiduelle de chlore doit être maintenue dans tout le réseau de distribution. Au point de distribution, la concentration résiduelle minimale de chlore libre doit être de 0,2 mg/l.
Chlorite	0,7 (D)	700 (D)	

Produit chimique	Valeur guide		Remarques
	mg/l	µg/l	
Chloroforme	0,3	300	
Chlorotoluron	0,03	30	
Chlorpyrifos	0,03	30	
Chrome	0,05 (P)	50 (P)	Applicable au chrome total
Cuivre	2	2000	Une coloration du linge et des appareils sanitaires peut apparaître au-dessous de cette valeur guide
Cyanazine	0,0006	0,6	
2,4-D ^b	0,03	30	Applicable à l'acide libre
2,4-DB ^c	0,09	90	
DDT ^d et ses métabolites	0,001	1	
Dibromoacétonitrile	0,07	70	
Dibromochlorométhane	0,1	100	
1,2-dibromo-3-chloropropane	0,001 ^a	1 ^a	
1,2-dibromoéthane	0,0004 ^a (P)	0,4 ^a (P)	
Dichloroacétate	0,05 ^a (D)	50 ^a (D)	
Dichloroacétonitrile	0,02 (P)	20 (P)	
1,2-dichlorobenzène	1 (C)	1000 (C)	
1,4-dichlorobenzène	0,3 (C)	300 (C)	
1,2-dichloroéthane	0,03 ^a	30 ^a	
1,2-dichloroéthène	0,05	50	
Dichlorométhane	0,02	20	
1,2-dichloropropane	0,04 (P)	40 (P)	
1,3-dichloropropène	0,02 ^a	20 ^a	
Dichlorprop	0,1	100	
Di(2-éthylhexyl)phtalate	0,008	8	
Diméthoate	0,006	6	
1,4-dioxane	0,05 ^a	50 ^a	Déterminé en utilisant l'approche de la dose journalière tolérable ainsi qu'un modèle multi-étapes linéarisé
Acide édétique (EDTA)	0,6	600	Applicable à l'acide libre
Endrine	0,0006	0,6	
Épichlorhydrine	0,0004 (P)	0,4 (P)	
Éthylbenzène	0,3 (C)	300 (C)	
Fénoprop	0,009	9	
Fluorure	1,5	1500	Il convient de prendre en compte le volume d'eau consommé et l'ingestion à partir d'autres sources dans la définition des normes nationales
Hexachlorobutadiène	0,0006	0,6	
Hydroxyatrazine	0,2	200	Métabolite de l'atrazine
Isoproturon	0,009	9	
Plomb	0,01 (A, T)	10 (A, T)	
Lindane	0,002	2	

Produit chimique	Valeur guide		Remarques
	mg/l	µg/l	
Mécoprop	0,01	10	
Mercure	0,006	6	Applicable au mercure inorganique
Méthoxychlore	0,02	20	
Métolachlore	0,01	10	
Microcystine-LR	0,001 (P)	1 (P)	Applicable à la microcystine-LR totale (libre + fixée sur des cellules)
Molinate	0,006	6	
Monochloramine	3	3000	
Monochloroacétate	0,02	20	
Nickel	0,07	70	
Nitrate (sous forme NO ₃ ⁻)	50	50 000	Basée sur les effets à court terme, mais prudente pour les effets à long terme
Acide nitrilotriacétique	0,2	200	
Nitrite (sous forme NO ₂ ⁻)	3	3000	Basée sur les effets à court terme, mais prudente pour les effets à long terme
N-Nitrosodiméthylamine	0,0001	0,1	
Pendiméthaline	0,02	20	
Pentachlorophénol	0,009 ^a (P)	9 ^a (P)	
Sélénium	0,04 (P)	40 (P)	
Simazine	0,002	2	
Dichloroisocyanurate de sodium	50	50 000	Sous forme de dichloroisocyanurate de sodium
	40	40 000	Sous forme d'acide cyanurique
Styrène	0,02 (C)	20 (C)	
2,4,5-T ^f	0,009	9	
Terbuthylazine	0,007	7	
Tétrachloroéthène	0,04	40	
Toluène	0,7 (C)	700 (C)	
Trichloroacétate	0,2	200	
Trichloroéthène	0,02 (P)	20 (P)	
2,4,6-trichlorophénol	0,2 ^a (C)	200 ^a (C)	
Trifluraline	0,02	20	
Trihalométhanes			La somme des rapports de la concentration de chaque trihalométhane à la valeur guide correspondante ne doit pas dépasser 1
Uranium	0,30 (P)	30 (P)	Seuls les effets chimiques de l'uranium sont considérés dans ce document
Chlorure de vinyle	0,0003 ^a	0,3 ^a	
Xylènes	0,5 (C)	500 (C)	

A, valeur guide provisoire car la valeur guide calculée est inférieure au seuil de quantification pouvant être atteint ; C, à des concentrations inférieures ou égales à la valeur guide reposant sur des arguments sanitaires, la substance peut influencer sur l'aspect, le goût ou l'odeur de l'eau, ce qui suscite des plaintes de la part des consommateurs ; D, valeur guide provisoire car une désinfection efficace est susceptible d'entraîner un dépassement de la valeur guide ; P, valeur guide provisoire en raison de l'incertitude affectant certaines données de la base de données

sanitaires ; T, valeur guide provisoire car la valeur guide calculée est inférieure au niveau réalisable en pratique par les méthodes de traitement, la protection des sources, etc.

- ^a Dans le cas des substances considérées comme cancérogènes, la valeur guide correspond à la concentration dans l'eau de boisson associée à une valeur limite supérieure de l'excès de risque de cancer sur la durée de vie de 10^{-5} (un cas supplémentaire de cancer pour 100 000 habitants consommant l'eau de boisson contenant la substance à la concentration définie comme valeur guide pendant 70 ans). On peut calculer les concentrations associées aux valeurs limites supérieures de l'excès de risque de cancer sur la durée de vie de 10^{-4} et 10^{-6} en multipliant ou en divisant respectivement la valeur guide par 10.
- ^b Acide 2,4-dichlorophénoxyacétique.
- ^c Acide 2,4-dichlorophénoxybutyrique.
- ^d Dichlorodiphényltrichloréthane.
- ^e Acide 2,4,5-trichlorophénoxyacétique.

ANNEXE 4

Méthodes et faisabilité analytiques

A4.1 Méthodes analytiques

Dans le cas du titrage volumétrique, les produits chimiques sont analysés par titrage avec un étalon normalisé. Le point final de titrage est identifié par le développement d'une couleur résultant de la réaction d'un indicateur, par le changement du potentiel électrique ou par le changement de la valeur du pH.

Les *méthodes colorimétriques* sont basées sur la mesure de l'intensité de la coloration d'une substance chimique cible ou d'un produit de réaction coloré. L'absorbance optique est mesurée en utilisant une source de lumière de longueur d'onde appropriée. La concentration est déterminée au moyen d'une courbe d'étalonnage obtenue avec des concentrations connues de la substance à titrer. La méthode basée sur les ultraviolets (UV) est similaire à la précédente excepté que l'on utilise le rayonnement UV au lieu de la lumière visible. Dans le cas de substances ioniques, la concentration peut être mesurée à l'aide d'une *électrode ionique sélective*. Le potentiel mesuré est proportionnel au logarithme de la concentration en ions. Certains composés organiques absorbent le rayonnement UV (longueur d'onde comprise entre 190 et 380 nm) proportionnellement à leur concentration. L'*absorption UV* est utile pour l'estimation qualitative des substances organiques en raison de la forte corrélation qui peut exister entre l'absorption UV et le contenu en carbone organique.

La *spectrométrie d'absorption atomique (SAA)* est utilisée pour le dosage des métaux. Elle est basée sur la propriété qu'a l'atome dans l'état fondamental d'absorber la lumière à des longueurs d'onde caractéristiques de chaque élément en phase vapeur. Comme cette absorption de la lumière dépend de la concentration d'atomes en phase vapeur, la concentration de l'élément cible dans l'échantillon d'eau est déterminée à partir de l'absorbance mesurée. La relation entre la concentration et l'absorbance est décrite par la loi de Beer-Lambert.

Dans la *spectrométrie d'absorption atomique de flamme (FAAS)*, un échantillon est aspiré dans une flamme et atomisé. Un faisceau lumineux d'une lampe à cathode creuse constituée du même élément que le métal cible est envoyé à travers la flamme et la quantité de lumière absorbée est mesurée par le détecteur. Cette méthode est beaucoup plus sensible et n'est pas affectée par des interférences spectrales ou radiatives dues à d'autres éléments. Il n'est pas nécessaire d'effectuer un prétraitement ou alors celui-ci est très simple. Cependant, cette méthode ne convient pas pour analyser simultanément plusieurs éléments étant donné que la source lumineuse est différente pour chaque élément cible.

La *spectrométrie d'absorption atomique avec atomisation électrothermique (SAA-AE)* est basée sur le même principe que la FAAS, la tête de brûleur classique étant remplacée par un atomiseur chauffé électriquement ou par un four à graphite, pour la détermination des métaux. La SAA-AE est plus sensible que la FAAS, le seuil de détection est plus bas et le volume d'échantillon nécessaire plus faible. La SAA-AE est davantage affectée par les interférences résultant de la dispersion de la lumière par les autres éléments présents et nécessite un temps d'analyse plus long que la FAAS.

Le principe de la *spectrométrie d'émission atomique à plasma à couplage inductif (ICP-AES)* pour la détermination des métaux est le suivant. Une source de plasma à couplage inductif consiste en un flux gazeux d'argon qui est ionisé en le soumettant à une excitation à une fréquence radio. Un aérosol est généré à partir de l'échantillon dans une chambre de nébulisation puis transféré dans le plasma dans un tube injecteur. La température élevée du plasma provoque l'excitation des atomes qui, en retournant à l'état fondamental, produisent un spectre d'émission ionique. Un monochromateur est utilisé pour séparer les longueurs d'onde spécifiques correspondant aux différents éléments et un détecteur mesure l'intensité de la radiation pour chaque longueur d'onde. Une réduction significative de l'interférence chimique est ainsi obtenue. Si l'eau est faiblement polluée, il est possible de détecter, par une analyse simultanée ou séquentielle, de faibles concentrations pour de nombreux éléments sans prétraitement spécial. L'extension de la précision des mesures de trois à cinq décimales permet une détermination multiéléments des métaux. La sensibilité de l'ICP-AES est similaire à celle de la FAAS ou de la SAA-AE.

Dans le cas de la *spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS)*, les éléments sont atomisés et excités comme dans l'ICP-AES, puis introduits dans un spectromètre de masse. Les ions y sont alors accélérés sous l'effet d'une tension élevée et passent par une série de dispositifs d'optique ionique, un analyseur électrostatique et, finalement, un aimant. En faisant varier la force du champ magnétique, les ions sont séparés selon leur rapport masse/charge et passent, à travers une fente, dans le détecteur qui enregistre uniquement une très petite gamme de masses atomiques à un temps donné. En faisant varier les réglages du champ magnétique et de l'analyseur électrostatique, il est possible d'analyser toute la gamme de masses en un temps relativement court. Si l'eau est faiblement polluée, il est possible de détecter, par une analyse simultanée ou séquentielle, de faibles concentrations pour de nombreux éléments sans prétraitement spécial. L'extension de la précision des mesures de trois à cinq décimales permet une détermination multiéléments des métaux.

La *chromatographie* est une méthode de séparation basée sur la différence d'affinité entre deux phases, les phases stationnaire et mobile. Un échantillon est injecté dans une colonne, garnie ou enduite avec la phase stationnaire ; la phase mobile entraîne l'échantillon dont les constituants sont séparés en fonction de leur interaction différentielle avec la phase stationnaire (distribution ou adsorption). Les composés ayant une faible affinité pour la phase stationnaire migrent plus rapidement à travers la colonne et sont élués les premiers. Les composés élués à la sortie de la colonne sont analysés par un détecteur approprié.

Dans le cas de la *chromatographie ionique*, une résine échangeuse d'ions est utilisée comme phase stationnaire et l'éluant pour la détermination des anions est généralement une solution diluée d'hydrogénocarbonate de sodium et de carbonate de sodium. Des détecteurs colorimétriques, électrométriques ou titrimétriques peuvent être utilisés pour la détermination des différents anions. Dans le cas de la chromatographie ionique avec suppression, les anions sont convertis en leurs formes acides très conductrices ; dans l'éluant carbonate-bicarbonate, les anions sont convertis en acide carbonique faiblement conducteur. Les formes acides séparées sont mesurées par conductivité et identifiées par comparaison du temps de rétention de la substance à déterminer avec celui de substances étalons.

La *chromatographie liquide haute performance (CLHP)* est une technique analytique mettant en présence une phase mobile liquide et une colonne contenant une phase stationnaire liquide. La détection des composés séparés est réalisée avec des détecteurs d'absorbance dans le cas de composés organiques et au moyen de détecteurs de conductivité ou électrochimiques pour des composés métalliques ou inorganiques.

La *chromatographie en phase gazeuse (CG)* permet l'identification et la quantification de composés organiques à l'état de traces. Un gaz est utilisé comme phase mobile, la phase stationnaire étant un film

liquide recouvrant une phase granulaire solide ou les parois d'une colonne capillaire. Lorsque l'échantillon est injecté dans la colonne, les composés organiques sont vaporisés et transportés par le gaz vecteur à travers la colonne à différentes vitesses selon les différences de coefficients de partition entre phases mobile et stationnaire. À sa sortie de la colonne, le gaz passe à travers un détecteur approprié. Divers détecteurs peuvent être utilisés, notamment un détecteur à ionisation de flamme (DIF), un détecteur par capture d'électrons (ECD) et un détecteur azote-phosphore. Comme la capacité de séparation de cette méthode est bonne, des mélanges de substances de structure similaire sont systématiquement séparées, identifiées et quantifiées en une seule opération.

La *chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (CG-SM)* repose sur le même principe que la méthode CG, en utilisant un spectromètre de masse comme détecteur. Quand le gaz sort par l'ouverture située à l'extrémité de la colonne CG, il pénètre dans le spectromètre de masse en passant par une colonne capillaire servant d'interface. L'échantillon pénètre ensuite dans la chambre d'ionisation où un faisceau d'électrons collimaté impacte les molécules de l'échantillon, provoquant leur ionisation et leur fragmentation. Ensuite, le champ magnétique d'un analyseur de masse permet de séparer selon leur masse les particules chargées positivement. Plusieurs types de techniques de séparation existent ; les plus courantes sont des quadripôles et des pièges à ions. Après avoir été séparés selon leur masse, les ions pénètrent dans un détecteur.

La méthode utilisant une *colonne CG-SM ou CG pré-remplie à système de purge et piégeage (purge-and-trap)* est utilisable pour la détermination de divers composés organiques purgeables qui sont transférés de la phase aqueuse à la phase vapeur par bullage du gaz de purge à travers un échantillon aqueux à température ambiante. La vapeur est piégée avec un piège refroidi. Le piège est ensuite chauffé et nettoyé à contre-courant avec le même gaz de purge pour désorber les composés sur une colonne CG. Les principes de la CG et CG-SM sont décrits plus haut.

Le principe de l'*essai d'immuno-absorption enzymatique (ELISA)* est le suivant. Une protéine (anticorps) dirigée contre le produit chimique d'intérêt (antigène) est enduite sur un matériau solide. Le produit chimique cible contenu dans l'échantillon aqueux se lie à l'anticorps. Un second anticorps auquel est fixée une enzyme est ajouté ensuite et il va se lier à la molécule d'intérêt. Après lavage pour éliminer tous les réactifs libres, on ajoute un chromogène qui donnera après clivage par l'enzyme un produit réactionnel coloré dont la quantité est proportionnelle à celle de la molécule d'intérêt. La méthode ELISA convient pour déterminer la microcistine et des tensioactifs de synthèse.

A4.2 Faisabilité analytique concernant les produits chimiques pour lesquels des valeurs guides ont été définies

Tableau A4.1 Faisabilité analytique concernant les produits chimiques inorganiques pour lesquels des valeurs guides ont été définies – classement des produits selon les sources^a

	Méthodes de terrain			Méthodes de laboratoire			
	Col	Absor	CI	FAAS	SAA-AE	ICP	ICP-MS
Produits chimiques naturels							
Arsenic	+++	#		++(H)	+	++(H)	+++
Baryum				++	+++	+++	+++
Bore		++				+++	+++
Chrome		#			++	++	+++
Fluorure	#	+	+++				
Sélénium		#		++(H)	++	++(H)	+++
Uranium							+++
Produits chimiques issus de sources industrielles et de zones d'habitation humaine							
Cadmium		#			++	++	+++
Mercurure				+++			
Produits chimiques issus d'activités agricoles							
Nitrate/nitrite	+++	+++	+++				
Produits chimiques utilisés dans le traitement de l'eau ou des matériaux en contact avec l'eau de boisson							
Antimoine				+++ (H)		++ (H)	+++
Cuivre	#	+++		+++	+++	+++	+++
Plomb		#			+	+	+++
Nickel		+		+	++	++	+++

^a Pour les définitions et les notes du Tableau A4.1, voir sous le Tableau A4.6.

Tableau A4.2 Faisabilité analytique concernant les produits chimiques organiques, issus de sources industrielles et de zones d'habitation humaine, pour lesquels des valeurs guides ont été définies^a

	Col	CG	(PT-) GC-PD	(PT-) GC-ECD	CG- DIF	CG- DFP	GC- TID	CG-SM	PT- GC- MS	CLHP	CLHP-DF	HPLC- UVPAD	SAA-AE	CI-DF	IC-SCD	CL-SM
Benzène			+++						+++							
Tétrachlorure de carbone				+++					+++							
1,2-dichlorobenzène			+++	+++				+++	+++							
1,4-dichlorobenzène			+++	+++				+++	+++							
1,2-dichloroéthane				+++					+++							
1,2-dichloroéthène			+++	+++					+++							
Dichloroéthane				+++					+++							
Di(2-éthylhexyl)phtalate								++								
1,4-dioxane								+++								
Acide édétique								+++								
Éthylbenzène			+++						+++							
Hexachlorobutadiène			++	++					++							
Acide nitrilotriacétique		+++						+++								
Pentachlorophénol				+++				+			+					
Perchlorate															++	+++
Styrène			+++						+++							
Tétrachloroéthène			+++	+++				+++	+++							
Toluène			+++						+++							
Trichloroéthène			+++	+++				+++	+++							
Xylènes			+++						+++							

^a Pour les définitions et les notes du Tableau A4.2, voir sous le Tableau A4.6.

Tableau A4.3 Faisabilité analytique concernant les produits chimiques organiques, issus d'activités agricoles, pour lesquels des valeurs guides ont été définies^{a,b}

	Col	CG	(PT-) GC-PD	(PT-) GC- ECD	CG- DIF	CG- DFP	GC- TID	CG-SM	PT- GC- MS	CLHP	CLHP-DF	HPLC- UVPAD	SAA-AE	CI-DF
Alachlore				+++				+++						
Aldicarbe											+++			
Aldrine et dieldrine				++				++						
Atrazine et ses métabolites chloro-s-triazine				+++				+++				+++		
Carbofurane		++												
Chlordane				+++				+++						
Chlorotoluron								+++				+++		
Cyanazine				+++				+++				+		
2,4-D				+++				+++				++		
2,4-DB				+++				++				++		
1,2-dibromo-3-chloro- propane				+++				+++	+++					
1,2-dibromoéthane				++				++	+++					
1,2-dichloropropane				+++					+++					
1,3-dichloropropène				+++					+++					
Dichlorprop				+++				+++						
Diméthoate								+++						
Endrine				+++				+++						
Fénoprop				+++								+		
Hydroxyatrazine							+++					+++		
Isoproturon								+++				+++		
Lindane				+++				+++						
Mécoprop				+++				+++						
Méthoxychlore								+++						
Métolachlore				+++				+++						

Molinate	+++			+++
Pendiméthaline				+++
Simazine		+++		+++
2,4,5-T		+++		+
Terbutylazine				+++
Trifluraline	+++	+++		+++

^a Pour les définitions et les notes du Tableau A4.3, voir sous le Tableau A4.6.

^b Beaucoup de ces produits chimiques d'origine agricole peuvent également être analysés par CL-SM.

Tableau A4.4 Faisabilité analytique concernant les produits chimiques, utilisés dans le traitement de l'eau ou des matériaux en contact avec l'eau, pour lesquels des valeurs guides ont été définies^a

	Col	CG	(PT-) GC-PD	(PT-) GC- ECD	CG- DIF	CG- DFP	GC- TID	CG-SM	PT- GC- MS	CLHP	CLHP-DF	HPLC- UVPAD	SAA-AE	CI
Désinfectants														
Monochloramine	+++													
Chlorine	+++													
Dichloroisocyanurate sodium	de						+++	+++				+++		
Sous-produits de désinfection														
Bromate														++
Bromodichlorométhane				+++				+++	+++					
Bromoforme				+++				+++	+++					
Chlorate														+++
Chlorite														+++
Chloroforme				+++				+++	+++					
Dibromoacétonitrile				+++				+++						
Dibromochlorométhane				+++				+++	+++					
Acide dichloroacétique				+++				+++						
Dichloroacétonitrile				+++				+++						

Acide monochloroacétique	+++		++		
N-Nitrosodiméthylamine			+++		
Acide trichloroacétique	+++		+++		
2,4,6-trichlorophénol	+++		+++		
Trihalométhanesh ^b	+++		+++	+++	
Contaminants organiques provenant de produits chimiques utilisés pour le traitement de l'eau					
Acrylamide				+	+
Épichlorohydrine	+++	+++			+
Contaminants organiques provenant de la tuyauterie et de la robinetterie					
Benzo[a]pyrène				++	++
Chlorure de vinyle	++	++			+

^a Pour les définitions et les notes du Tableau A4.4, voir sous le Tableau A4.6.

^b Voir également chacun des trihalométhanesh.

Tableau A4.5 Faisabilité analytique concernant les pesticides, utilisés dans l'eau pour des raisons sanitaires, pour lesquels des valeurs guides ont été définies^a

	Col	CG	GC-PD	GC-EC	CG-DIF	CG-DFP	GC-TID	CG-SM	PT-GC-MS	CLHP	CLHP-DF	HPLC-UVPAD	SAA-AE	CI/DF
Chlorpyrifos				+++		++	++	+++						
DDT (et ses métabolites)				++				++						

^a Pour les définitions et les notes du Tableau A4.5, voir sous le Tableau A4.6.

Tableau A4.6 Faisabilité analytique concernant les toxines cyanobactériennes pour lesquelles des valeurs guides ont été définies

	PPA	ELISA	CG-SM	HPLC-UVPAD	CL-SM
Microcystine-LR	+	++	+	++	++

Définitions des abréviations des Tableaux A4.1 à A4.6

Absor	Absorptiométrie	FAAS	Spectrométrie d'absorption atomique de flamme (Flame atomic absorption spectrometry)
CG (GC)	Chromatographie en phase gazeuse	GC-ECD	Chromatographie en phase gazeuse – détecteur par capture d'électrons (Gas chromatography–electron capture detector)
CG-DFP	Chromatographie en phase gazeuse – détecteur de flamme à photodiodes	GC-PD	Chromatographie en phase gazeuse – détecteur à photo-ionisation (Gas chromatography–photoionization detector)
CG-DIF	Chromatographie en phase gazeuse – détecteur à ionisation de flamme	GC-TID	Chromatographie en phase gazeuse - détecteur à thermo-ionisation (Gas chromatography–thermal ionization detector)
CG-SM (GC-MS)	Chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse	HPLC-UVPAD	Chromatographie liquide haute performance – détecteur à barrette de photodiodes UV (High-performance liquid chromatography–ultraviolet photodiode array detector)
CI (IC)	Chromatographie ionique	IC-FAAS	Chromatographie ionique couplée à la spectrométrie d'absorption atomique de flamme (Ion chromatography–flame atomic absorption spectrometry)
CI-DF	Chromatographie ionique – détecteur par fluorescence	IC-SCD	chromatographie ionique avec détection par suppression de la conductivité (Ion chromatography-suppressed conductivity detection)
CLHP (HPLC)	Chromatographie liquide haute performance	ICP	Plasma à couplage inductif (Inductively coupled plasma)
CLHP-DF	Chromatographie liquide haute performance – détecteur par fluorescence	ICP-MS	Spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (Inductively coupled plasma mass spectrometry)
CL-SM	Chromatographie en phase liquide couplée à la spectrométrie de masse	PPA	Test de la phosphatase alcaline (Protein phosphatase assay)
Col	Colorimétrie	PT-GC-MS	Chromatographie en phase gazeuse à système de purge et piégeage couplée à la spectrométrie de masse (Purge-and-trap gas chromatography–mass spectrometry)
ELISA	Essai d'immuno-absorption enzymatique (Enzyme-linked immunosorbent assay)	SAA-AE	Spectrométrie d'absorption atomique avec atomisation électrothermique

Notes explicatives pour les Tableaux A4.1 à A4.6

+	Limite de détection située entre la valeur guide et 1/10 ^e de sa valeur
++	Limite de détection située entre 1/10 ^e et 1/50 ^e de la valeur guide.
+++	Limite de détection inférieure à 1/100 ^e de la valeur guide.
#	La méthode analytique est disponible pour la détection de concentrations correspondant à la valeur guide, mais il est difficile de détecter la concentration correspondant à 1/10 ^e de la valeur guide.
(H)	Cette méthode est applicable à la détermination par conversion en leurs hydrures par un générateur d'hydrures.

ANNEXE 5

Méthodes de traitement et performance

A5.1 Méthodes de traitement

A5.1.1 Chloration

La chloration peut être réalisée en utilisant du gaz de chlore liquéfié, une solution d'hypochlorite de sodium ou des granulés d'hypochlorite de calcium et des générateurs de chlore sur site. Le gaz de chlore liquéfié est fourni dans des conteneurs pressurisés. Le gaz est prélevé du cylindre et introduit dans l'eau à la dose appropriée avec un chlorinateur qui contrôle et mesure le débit de gaz. La solution d'hypochlorite de sodium est introduite en utilisant une pompe doseuse électrique à déplacement positif ou un système d'alimentation gravitaire. L'hypochlorite de calcium doit être dissous dans l'eau puis mélangé à l'approvisionnement en eau principal. Le chlore, sous forme de gaz dans un cylindre, sous forme d'hypochlorite de sodium ou d'hypochlorite de calcium se dissout dans l'eau pour former de l'acide hypochloreux (HOCl) et des ions hypochlorite (OCl⁻).

Différentes techniques de chloration peuvent être utilisées, notamment la chloration au point critique, la chloration marginale et la superchloration/déchloration. La chloration au point critique est une méthode dans laquelle le chlore est introduit en quantité suffisante pour oxyder rapidement la totalité de l'azote ammoniacal dans l'eau, tout en maintenant une concentration résiduelle de chlore libre appropriée, permettant de protéger l'eau contre une ré-infection du point de chloration au point d'utilisation. La superchloration/déchloration consiste à ajouter une dose importante de chlore pour obtenir une désinfection et une réaction chimique rapides et à réduire ensuite l'excès de chlore libre résiduel. L'élimination du chlore en excès est importante pour éviter l'altération du goût. Cette méthode est principalement utilisée lorsque la charge bactérienne est variable ou que la durée de rétention dans un réservoir n'est pas suffisante. La chloration marginale est utilisée lorsque la qualité des réserves d'eau est suffisamment élevée ; la quantité de chlore introduite vise uniquement à obtenir le niveau souhaité de chlore libre résiduel. La demande en chlore de ces approvisionnements est très faible et il est possible qu'un point critique ne soit même pas atteint.

La chloration est principalement utilisée pour la désinfection microbienne. Cependant, le chlore agit également comme oxydant et permet d'éliminer certains produits chimiques ou contribue à leur élimination ou à leur conversion chimique, par exemple, la décomposition de pesticides aisément oxydés, tels que l'aldicarbe ; l'oxydation d'espèces chimiques dissoutes, telles que le manganèse (II), pour former des produits insolubles qui peuvent être éliminés ensuite par filtration ; et l'oxydation d'espèces chimiques dissoutes pour obtenir des formes plus faciles à éliminer, telles que l'arséniate à partir de l'arsénite.

Le chlore présente le désavantage de réagir rapidement avec la matière organique pour produire des trihalométhanes et autres sous-produits de désinfection halogénés. Cependant, la formation de sous-produits peut être contrôlée par l'optimisation du système de traitement.

A5.1.2 Ozonation

L'ozone est un oxydant puissant et il est abondamment utilisé dans le traitement de l'eau, notamment l'oxydation de produits chimiques organiques. L'ozone peut être utilisé comme désinfectant primaire. L'ozone gazeux (O₃) est produit en faisant passer de l'air sec ou de l'oxygène dans un champ électrique à haute tension. À la sortie, l'air enrichi en ozone est introduit directement dans l'eau en quantité appropriée au moyen de diffuseurs poreux à la base de réservoirs de contact à chicanes. Les réservoirs de contact, ayant généralement une profondeur de 5 m, assurent le contact pendant 10 à 20 minutes. Au moins 80 % de l'ozone appliqué peut se dissoudre, le reste se trouvant dans l'effluent gazeux qui est éliminé par un destructeur d'ozone et évacué dans l'atmosphère.

Pour que l'ozonation soit efficace, il faut obtenir une concentration d'ozone appropriée après une période de contact donnée. Pour l'oxydation des produits chimiques organiques, tels certains pesticides oxydables, une concentration résiduelle d'environ 0,5 mg/l après un temps de contact allant jusqu'à 20 minutes est généralement appliquée. Selon le type d'eau, pour obtenir une telle concentration résiduelle, les doses initiales doivent être généralement comprises entre 2 à 5 mg/l. Des doses plus élevées sont nécessaires pour les eaux non traitées, en raison de la demande en ozone des substances organiques naturelles présentes (bruit de fond).

L'ozone réagit avec les substances organiques naturelles et accroît leur biodégradabilité, mesurée en tant que carbone organique assimilable. Pour éviter une croissance bactérienne indésirable dans les réseaux de distribution, l'ozonation est normalement suivie d'un traitement ultérieur, tel que filtration biologique ou traitement avec du charbon actif granulaire (CAG), destiné à éliminer les produits organiques biodégradables. Ensuite, l'eau est soumise à une chloration pour assurer la présence d'un désinfectant résiduel. L'ozone est efficace pour la dégradation d'une large gamme de pesticides et autres produits chimiques organiques.

A5.1.3 Autres procédés de désinfection

Parmi les autres méthodes de désinfection, on peut citer la chloramination, l'utilisation de dioxyde de chlore et le rayonnement UV ainsi que des techniques de désinfection de substitution utilisables dans des applications à plus petite échelle, telles que le traitement domestique.

Les chloramines (monochloramine, dichloramine et trichloramine, ou trichlorure d'azote) sont produites en faisant réagir du chlore aqueux avec de l'ammoniac. La monochloramine est la seule chloramine utilisable comme désinfectant, et les conditions utilisées pour la chloramination sont conçues pour produire uniquement de la monochloramine. La monochloramine est un désinfectant moins efficace que le chlore libre mais elle est persistante et présente donc un intérêt en tant que désinfectant secondaire permettant de maintenir un désinfectant résiduel stable dans le système de distribution.

Au cours des dernières années, le dioxyde de chlore a été utilisé en raison des inquiétudes concernant des sous-produits de désinfection résultant de la chloration. Généralement, le dioxyde de chlore est généré, juste avant son application, par addition de chlore gazeux ou de chlore en solution aqueuse à du chlorite de sodium aqueux. Le dioxyde de chlore se décompose dans l'eau en chlorite et chlorate.

Le rayonnement UV, émis par une lampe à arc au mercure basse pression ou moyenne pression, est biocide aux longueurs d'onde comprises entre 180 et 320 nm. Il peut être utilisé pour inactiver les protozoaires, les bactéries, les bactériophages, les levures, les virus, les champignons et les algues. La turbidité peut inhiber la désinfection par les UV. Le rayonnement UV peut agir comme catalyseur dans les réactions d'oxydation lorsqu'il est utilisé conjointement à l'ozone ou au peroxyde d'hydrogène.

De nombreuses techniques de désinfection potentielles sont en cours de développement et sont généralement utilisées dans des applications à plus petite échelle, telles que des systèmes de traitement de

l'eau domestiques au point d'utilisation et au point d'entrée. Certains d'entre eux, notamment le brome et l'iode, s'avèrent prometteurs pour une utilisation à plus grande échelle. Tout comme le chlore, le brome et l'iode sont des halogènes et sont des biocides bien connus. L'iode est couramment utilisé pour des applications à court terme, par exemple par les voyageurs circulant dans des régions où la qualité de l'eau n'est pas sûre. Sous certaines formes, l'argent peut être utilisé comme bactériostatique ou éventuellement comme désinfectant à action lente contre certains micro-organismes, cette action n'étant cependant pas décrite dans des publications à comité de lecture reconnues. Il sera nécessaire d'analyser de manière plus approfondie l'efficacité biocide, les sous-produits de désinfection potentiels et les risques liés à des expositions à long terme ainsi que les conditions d'application de ces produits chimiques moins utilisés dans les traitements afin de fournir une orientation appropriée quant à leur potentiel dans des applications à plus large échelle.

A5.1.4 Filtration

Les matières particulaires peuvent être éliminées de l'eau brute par des filtres à sable gravitaires rapides, horizontaux, sous pression ou lents. La filtration lente sur sable est essentiellement un procédé biologique tandis que les autres sont des procédés de traitement physique.

Les filtres gravitaires rapides, horizontaux et sous pression peuvent être utilisés pour la filtration de l'eau brute, sans prétraitement. Les filtres gravitaires et sous pression sont couramment utilisés pour filtrer l'eau qui a été prétraitée par coagulation et sédimentation. Un procédé de substitution est la filtration directe dans laquelle un coagulant est ajouté à l'eau qui passe directement sur le filtre dans lequel les floccs précipités (contenant des contaminants) sont éliminés ; l'application de la filtration directe est limitée par la capacité du filtre à retenir les particules solides.

Filtres gravitaires rapides

Les filtres à sable gravitaires rapides sont habituellement des réservoirs rectangulaires ouverts (habituellement < 100 m²) contenant du sable siliceux (granulométrie 0,5 – 1,0 mm) d'une profondeur comprise entre 0,6 et 2,0 m. L'eau s'écoule vers le bas et les solides restent concentrés dans les couches supérieures du lit. Le débit est généralement compris entre 4 et 20 m³/m²·h. L'eau traitée est collectée via des buses de sortie placées dans le plancher du filtre. Les solides accumulés sont périodiquement évacués par lavage à contre-courant avec l'eau traitée, parfois précédé d'un nettoyage du sable à l'air. La boue diluée produite doit être éliminée.

Outre les filtres à sable monocouche, des filtres bicouche ou multicouche sont utilisés. Différents matériaux sont incorporés dans ces filtres pour leur conférer une structure allant de grossière à fine. Des matériaux de densité appropriée sont utilisés afin que les différentes couches restent bien individualisées après le lavage à contre-courant. Le filtre anthracite-sable est un exemple classique de filtre bicouche, qui comprend généralement une couche de 0,2 m d'épaisseur d'anthracite de granulométrie 1,5 mm sur une couche de sable siliceux de 0,6 m d'épaisseur. Les filtres multicouche peuvent associer anthracite, sable et grenat. Les filtres bi- et multicouche présentent l'avantage d'utiliser plus efficacement toute la profondeur du lit pour la rétention des particules ; la perte de charge peut être inférieure de moitié par rapport aux filtres monocouche, ce qui permet des débits plus élevés sans accroissement de la perte de charge.

Les filtres gravitaires rapides sont le plus souvent utilisés pour éliminer les floccs produits après traitement de l'eau par coagulation (voir section A5.1.6). Ils peuvent également être utilisés pour réduire la turbidité (notamment les produits chimiques adsorbés) ainsi que la teneur en fer et manganèse oxydés dans les eaux brutes.

Filtres dégrossisseurs

Les filtres dégrossisseurs peuvent être utilisés pour une pré-filtration avant l'application d'autres procédés tels que la filtration lente sur sable. Les filtres dégrossisseurs constitués d'une couche de gravier grossier ou de pierres concassées permettent de traiter efficacement une eau de turbidité élevée (> 50 unités de turbidité néphélogométrique). Leur principal avantage est de permettre une élimination des particules par filtration et sédimentation gravitaire. Les filtres horizontaux peuvent mesurer jusqu'à 10 m de long et fonctionnent avec des vitesses de filtration de 0,3 à 1,0 m³/m²·h.

Filtres sous pression

Les filtres sous pression sont quelquefois utilisés lorsqu'il est nécessaire d'éviter une perte de charge et d'éviter ainsi un pompage dans le système d'approvisionnement. Le lit filtrant est inclus dans une enveloppe cylindrique. Les petits filtres sous pression, capables de traiter jusqu'à environ 15 m³/h, peuvent être fabriqués en plastiques renforcés par des fibres de verre. Les filtres sous pression plus grands, allant jusqu'à 4 m de diamètre sont fabriqués en acier avec un enrobage spécial. Leur fonctionnement et leurs performances sont généralement les mêmes que pour le filtre gravitaire rapide et des installations similaires sont nécessaires pour assurer un lavage à contre-courant et l'élimination de la boue diluée.

Filtres à sable lents

Les filtres à sable lents sont habituellement des réservoirs contenant du sable (granulométrie effective 0,15 – 0,3 mm) d'une profondeur comprise entre 0,5 et 1,5 m. L'eau brute s'écoule vers le bas, l'élimination de la turbidité et des micro-organismes se produisant principalement dès les premiers centimètres de la couche de sable. Un filtre biologique, appelé "schmutzdecke", se développe à la surface du filtre et permet d'éliminer efficacement les micro-organismes. L'eau traitée est collectée dans des drains ou des canalisations situés en bas du filtre. Les premiers centimètres de sable contenant les particules solides accumulées sont éliminés et remplacés périodiquement. Les filtres à sable lents fonctionnent avec un débit compris entre 0,1 et 0,3 m³/m²·h.

Les filtres à sable lents sont plus appropriés dans le cas d'une eau de faible turbidité ou d'une eau qui a été pré-filtrée. Ils sont utilisés pour éliminer les algues et les micro-organismes, notamment les protozoaires et, s'ils sont précédés d'un micro-tamisage ou d'une filtration grossière, pour réduire la turbidité (notamment les produits chimiques adsorbés). La filtration lente sur sable est efficace pour l'élimination de certains produits chimiques organiques, notamment certains pesticides ainsi que l'ammoniaque.

Filtration sur berge

La filtration sur berge est un procédé qui entraîne une entrée d'eau de surface dans les eaux souterraines à travers le lit et les berges du plan d'eau de surface. Généralement, l'eau est extraite à partir de forages adjacents à la source d'eau de surface. Ce procédé est un moyen relativement simple et bon marché pour l'élimination des particules et des micro-organismes des eaux de surface consistant à installer des puits de pompage dans les sédiments alluviaux de fleuves ou les berges de ruisseaux. Les sédiments jouent à la fois le rôle de filtre et de biofiltre, piégeant les micro-organismes et de nombreux polluants organiques et réduisant leurs concentrations. Les puits de filtration sur berge peuvent être horizontaux ou verticaux, selon le contexte hydrogéologique et le débit de production requis. Les puits horizontaux sont souvent utilisés lorsque les dépôts alluviaux sont peu profonds ou lorsque des débits de pompage élevés sont nécessaires.

La filtration sur berge permet d'éliminer les bactéries, les virus, les parasites, les métaux lourds et les composés aisément biodégradables. La filtration sur berge atténue les pics de concentration, fournissant une eau brute de qualité uniforme pour le traitement en aval. La performance de la filtration sur berge peut être fortement dépendante de plusieurs facteurs, notamment les conditions pédologiques et géologiques ainsi que la qualité de l'eau de source. Les filtres sur berge peuvent s'engorger, entraînant des chutes de pression. Un essai spécifique au site est nécessaire pour savoir si les conditions géologiques appropriées sont réunies et pour déterminer les paramètres d'efficacité et opérationnels.

A5.1.5 Aération

Les procédés d'aération sont conçus pour éliminer les gaz et les composés volatils par strippage à l'air. Le transfert est habituellement réalisé par une simple cascade ou par diffusion d'air dans l'eau sans nécessiter un équipement élaboré. Le strippage des gaz ou de composés volatils peut cependant nécessiter une installation spécialisée assurant un niveau élevé de transfert de masse de la phase liquide vers la phase gazeuse.

Les dispositifs d'aération en cascade ou étagés sont conçus de façon à permettre l'écoulement de l'eau en film mince assurant un transfert de masse efficace. L'aération en cascade peut entraîner une perte de charge significative ; un à trois mètres sont nécessaires pour assurer de 10 à 30 m³/m²·h. Il est également possible d'assurer une diffusion d'air comprimé par un système de crépines submergées. Ces types d'aérateurs sont utilisés pour l'oxydation et la précipitation du fer et du manganèse.

Un strippage à l'air peut être utilisé pour éliminer les composés organiques volatils (par exemple, des solvants), certains composés altérant le goût et l'odeur ainsi que le radon. Les procédés d'aération pour le strippage à l'air doivent être beaucoup plus élaborés pour assurer le contact nécessaire entre l'air et l'eau. La technique la plus courante est l'aération en cascade, réalisée habituellement dans des tours à garnissage dans lesquelles l'eau s'écoule en film mince sur des matériaux en plastique tandis que l'air est insufflé à contre-courant. La hauteur et le diamètre requis pour la tour dépendent de la volatilité et de la concentration des composés à éliminer ainsi que du débit. L'augmentation de la teneur en oxygène dissous dans l'eau peut la rendre plus corrosive vis-à-vis de certains matériaux métalliques présents dans les canalisations et les accessoires utilisés pour la distribution. Cet aspect doit être pris en compte quand un traitement par aération est envisagé.

A5.1.6 Coagulation chimique

Le traitement basé sur la coagulation chimique est l'approche la plus courante dans le traitement des eaux de surface et comprend presque toujours les éléments suivants.

Les coagulants chimiques, habituellement des sels d'aluminium ou de fer, sont introduits dans l'eau brute avec une pompe doseuse dans des conditions contrôlées pour provoquer la floculation d'un hydroxyde métallique solide. Les concentrations de coagulant sont généralement de 2 à 5 mg/l pour l'aluminium et de 4 à 10 mg/l pour le fer. Les floccs précipités enlèvent les contaminants en suspension ou dissous par des mécanismes de neutralisation de charge, d'adsorption et de capture. L'efficacité du procédé de coagulation dépend de la qualité de l'eau brute, du coagulant ou de l'adjuvant de coagulation utilisé ainsi que de facteurs opérationnels, notamment les conditions de mélange, la concentration de coagulant et le pH. Les floccs sont ensuite éliminés de l'eau traitée par des procédés de séparation solide-liquide, tels que la sédimentation ou la flottation et/ou une filtration gravitaire rapide ou sous pression.

L'efficacité du procédé de coagulation est conditionnée par la détermination de la dose optimale de coagulant et du pH. La concentration et le pH requis peuvent être déterminés par des essais de coagulation à petite échelle dans une série de récipients, souvent appelés « jar tests ». Des concentrations croissantes de

coagulant sont appliquées à des échantillons d'eau brute, qui sont ensuite agités, puis on laisse décanter. La concentration optimale est celle qui provoque une élimination adéquate de la coloration et de la turbidité ; le pH optimal peut être choisi de la même manière. Ces essais doivent être réalisés à une fréquence suffisante pour tenir compte des changements de qualité de l'eau brute et donc de la demande en coagulant.

Du charbon actif en poudre (CAP) peut être ajouté durant la coagulation pour adsorber les produits chimiques organiques, tels que certains pesticides hydrophobes. Le CAP sera extrait comme partie intégrante des floccs et éliminé avec la boue de l'installation de traitement de l'eau.

Les floccs peuvent être éliminés par sédimentation pour réduire la charge en substances solides dans les filtres gravitaires rapides situés en aval. La sédimentation est le plus souvent réalisée dans des décanteurs à flux horizontal ou à lit de boues. Il est également possible d'éliminer les floccs par flottation à air dissous qui consiste à mettre les solides en contact avec de fines bulles d'air qui se fixent aux floccs, entraînant leur flottation à la surface du réservoir d'où ils sont périodiquement éliminés sous forme de couche de boue. L'eau traitée par l'un ou l'autre procédé passe à travers des filtres gravitaires rapides (voir section A5.1.4), où les solides résiduels sont éliminés. L'eau filtrée peut subir une autre étape de traitement, par exemple une oxydation et filtration supplémentaires (pour l'élimination du manganèse), une ozonation et/ou une adsorption sur CAG (pour l'élimination de pesticides et autres produits chimiques organiques en traces), avant la désinfection finale préalable à l'introduction de l'eau traitée dans le système d'approvisionnement.

La coagulation convient pour l'élimination des particules en suspension et des micro-organismes fixés à celles-ci, de certains métaux lourds et des produits chimiques organiques faiblement solubles, tels que certains pesticides organochlorés. Pour d'autres produits chimiques organiques, la coagulation est généralement inefficace, sauf lorsque le produit chimique est lié à un substrat humique ou adsorbé sur des particules.

A5.1.7 Adsorption sur charbon actif

Le charbon actif est produit par thermalisation contrôlée de matériaux carbonés, habituellement du bois, du charbon, des coques de noix de coco ou de la tourbe. Cette activation produit un matériau poreux présentant une grande surface de contact (500 à 1500 m²/g) et une grande affinité pour des composés organiques. Le charbon actif est normalement utilisé sous forme de poudre (CAP) ou de granulés (CAG). Lorsque sa capacité d'adsorption est saturée, le charbon peut être réactivé en éliminant les substances organiques par chauffage dans des conditions contrôlées. Cependant le CAP (et certains CAG) n'est normalement utilisé qu'une seule fois avant d'être éliminé. Différents types de charbon actif ont des affinités différentes selon les types de contaminants.

Le choix entre CAP et CAG dépend de leurs rapports coût-efficacité respectifs, de la fréquence et de la quantité requise. Le CAP est généralement préféré pour faire face à une contamination saisonnière ou intermittente ou lorsque de faibles doses sont nécessaires.

Le CAP est introduit sous forme de suspension épaisse dans l'eau et éliminé par des traitements ultérieurs avec les boues de l'installation de traitement de l'eau. Son utilisation est donc limitée au traitement de l'eau de surface avec des filtres existants. Le CAG utilisé dans des adsorbants à lit fixe est beaucoup plus efficace que le CAP introduit directement dans l'eau, l'utilisation par volume d'eau traitée étant beaucoup plus faible que la dose de CAP requise pour obtenir la même élimination.

Le CAG est utilisé pour réguler le goût et l'odeur. Il est normalement utilisé en lits fixes, soit dans des adsorbants construits à cet effet pour les produits chimiques soit dans des boîtiers de filtres existants, le sable étant remplacé par du CAG de granulométrie similaire. Dans la plupart des installations de traitement, il serait moins coûteux de convertir les filtres existants plutôt que de construire des adsorbants séparés ; l'utilisation de filtres existants ne permet habituellement d'obtenir que des temps de contact courts et ils ne peuvent pas être réactivés aisément. La pratique courante consiste donc à installer des adsorbants à CAG

supplémentaires (précédés dans certains cas par une étape d'ozonation) entre les filtres gravitaires rapides et la désinfection finale. La plupart des sources d'eau souterraines ne disposent pas de filtres existants et il est nécessaire d'installer des adsorbants séparés.

La durée de vie utile d'un lit de CAG dépend de la capacité du charbon utilisé et du temps de contact entre l'eau et le charbon (temps de contact en lit vide) conditionné par le débit de l'eau. Les temps de contact en lit vide se situent habituellement entre 5 et 30 minutes. Les CAG varient considérablement en termes de capacité pour des composés organiques spécifiques qui peuvent avoir un effet significatif sur leur durée de vie utile. Les données isothermes publiées peuvent servir de guide pour évaluer la capacité. Celle-ci dépend fortement de la source d'eau et est considérablement réduite par la présence de composés organiques constituant le « bruit de fond ». Les propriétés d'un produit chimique qui exercent une influence sur son adsorption sur le charbon actif sont notamment sa solubilité dans l'eau et son coefficient de partage octanol-eau. En règle générale, les produits chimiques faiblement solubles et dont le logarithme décimal des coefficients de partage octanol-eau se situe dans des valeurs élevées sont bien adsorbés.

Le charbon actif est utilisé pour l'élimination des pesticides et autres produits chimiques organiques, des composés responsables de l'altération du goût et de l'odeur, des toxines cyanobactériennes et du carbone organique total.

A5.1.8 Échange d'ions

L'échange d'ions est un processus dans lequel des ions de même charge sont échangés entre la phase aqueuse et une résine constituant la phase solide. L'adoucissement de l'eau est obtenu par échange cationique. L'eau passe au travers d'un lit de résine cationique, des ions sodium remplaçant les ions calcium et magnésium de l'eau. Lorsque la résine échangeuse d'ions est saturée (c'est-à-dire quand la réserve d'ions sodium est épuisée), elle est régénérée avec une solution de chlorure de sodium. Le processus de « désalcalinisation » permet aussi d'adoucir l'eau. L'eau passe au travers d'un lit de résine faiblement acide et les ions calcium et magnésium sont remplacés par des ions hydrogène. Ces derniers réagissent avec les ions carbonate et bicarbonate pour produire du dioxyde de carbone. La dureté de l'eau est donc réduite sans augmentation des niveaux de sodium. L'échange d'anions peut être utilisé pour éliminer des contaminants tels que nitrates, fluorures, arsénates et uranium (sous forme d'anion uranyle) qui sont échangés contre des chlorures. Il existe plusieurs résines appropriées à cet effet.

Une installation échangeuse d'ions est normalement constituée de deux ou plusieurs lits de résine contenus dans des boîtiers sous pression comprenant également des pompes, tuyaux et équipement annexe appropriés pour la régénération. Les boîtiers sous pression ont généralement un diamètre de 4 m et contiennent un lit de résine de 0,6 à 1,5 m d'épaisseur.

L'échange cationique peut être utilisé pour l'élimination de certains métaux lourds. Les résines anioniques peuvent être utilisées pour l'élimination des nitrates et de différentes espèces d'arsenic et de sélénium.

A5.1.9 Procédés à membrane

Les procédés à membrane les plus importants dans le traitement de l'eau sont l'osmose inverse, l'ultrafiltration, la microfiltration et la nanofiltration. Traditionnellement, ces procédés ont été utilisés pour la production d'eau destinée à des applications industrielles ou pharmaceutique, mais elles sont à présent appliquées au traitement de l'eau de boisson.

Procédés à haute pression

Si deux solutions sont séparées par une membrane semi-perméable (c'est-à-dire une membrane qui permet le passage du solvant mais pas du soluté), le solvant passera naturellement de la solution la moins concentrée vers la solution la plus concentrée. Ce phénomène est appelé osmose. Toutefois, il est possible de forcer le flux de solvant à se diriger dans la direction opposée, de la concentration la plus élevée à la concentration la plus basse en augmentant la pression sur la solution la plus concentrée. Le différentiel de pression requis correspond à la pression osmotique et le procédé est appelé osmose inverse.

L'osmose inverse génère un flux d'eau traitée et un flux d'eau usée relativement concentré. Les pressions généralement appliquées sont comprises entre 15 et 50 bars, selon l'application. L'osmose inverse permet d'enlever les ions monovalents et les composés organiques de poids moléculaire supérieur à environ 50 daltons (les pores de la membrane ont une taille inférieure à 0,002 μm). L'application la plus courante de l'osmose inverse est le dessalement de l'eau saumâtre et de l'eau de mer.

Pour la nanofiltration, on utilise une membrane dont les propriétés sont comprises entre celles des membranes utilisées pour l'osmose inverse et pour l'ultrafiltration ; les pores ont généralement une taille comprise entre 0,001 et 0,01 μm . Les membranes de nanofiltration permettent le passage d'ions monovalents tels que le sodium ou le potassium mais empêchent celui d'une majorité d'ions divalents tels que le calcium et le magnésium ainsi que celui de certaines composés organiques de haut poids moléculaire. Les pressions appliquées sont généralement d'environ 5 bars. La nanofiltration peut être efficace pour l'élimination des composés organiques responsables d'une coloration de l'eau.

Procédés à basse pression

Le principe de l'ultrafiltration est similaire à celui de l'osmose inverse mais les membranes ont des pores beaucoup plus grands (généralement 0,002 à 0,03 μm) et les pressions appliquées sont plus faibles. Les membranes d'ultrafiltration empêchent le passage de molécules de poids moléculaire supérieur à 800 daltons et fonctionnent habituellement à des pressions inférieures à 5 bars.

La microfiltration est une extension directe de la filtration conventionnelle à l'échelle submicrométrique. Les membranes de microfiltration ont des pores de taille généralement comprise entre 0,01 à 12 μm et ne permettent pas de séparer des molécules mais bien d'enlever des substances colloïdales en suspension à des pressions de 1 à 2 bars. La microfiltration permet le criblage de particules supérieures à 0,05 μm . Elle a été utilisée en association avec la coagulation ou le CAP pour effectuer un traitement de l'eau destiné à éliminer les particules et une partie du carbone organique dissous avant l'osmose inverse et pour améliorer le flux de perméat.

A5.1.10 Autres procédés de traitement

Les procédés de traitement destinés à produire des radicaux hydroxyle sont collectivement appelés procédés d'oxydation avancés et peuvent être efficaces pour la destruction de produits chimiques difficilement éliminables par d'autres méthodes comme l'ozonation seule par exemple. Le peroxyde d'hydrogène soumis au rayonnement UV génère également des radicaux hydroxyle. Les produits chimiques peuvent réagir directement soit avec l'ozone moléculaire soit avec le radical hydroxyle (OH^{\bullet}), qui est un produit de la décomposition de l'ozone dans l'eau et est un oxydant non sélectif très puissant qui réagit rapidement avec une grande diversité de composés organiques. La formation de radicaux hydroxyle peut être favorisée en utilisant l'ozone à pH élevé. Un procédé d'oxydation avancé associant ozone ou rayonnement UV et peroxyde d'hydrogène consiste à introduire simultanément le peroxyde d'hydrogène et l'ozone à raison d'environ 0,4 mg de peroxyde d'hydrogène par litre et de 1 mg d'ozone par litre (c'est-à-dire le rapport optimal pour la production de radicaux hydroxyle) et du bicarbonate.

D'autres procédés de traitement utilisables dans certaines applications sont notamment :

- l'adoucissement par précipitation (addition de chaux, de chaux et de carbonate de sodium ou d'hydroxyde de sodium pour réduire la dureté à pH élevé) ;
- l'adoucissement par échange d'ions ;
- la dénitrification biologique pour l'élimination des nitrates des eaux de surface ;
- la nitrification biologique pour l'élimination de l'ammoniaque des eaux de surface ;
- l'alumine activée (ou autres adsorbants) pour des applications spécifiques, telles que l'élimination de fluorures et d'arsenic.

A5.2 Performance des traitements concernant les produits chimiques, pour lesquels des valeurs guides ont été définies

Tableau A5.1 Performance des traitements concernant les produits chimiques naturels, pour lesquels des valeurs guides ont été définies^{a,b}

	Chloration	Coagulation	Échange d'ions	Adoucissement par précipitation	Alumine activée	Charbon actif	Ozonation	Membranes
Arsenic ^c		++ <0,005	+++ <0,005	++ <0,005	+++ <0,005			+++ ^d <0,005
Fluorure		++			+++ <1			+++ <1
Sélénium		++	+++ <0,01		+++ <0,01			+++ <0,01
Uranium		++	+++ <0,001	++	+++ <0,001			

^a Signification des symboles :

++ Élimination d'approximativement 50 % ou plus

+++ Élimination d'approximativement 80 % ou plus

^b Le tableau inclut les produits chimiques pour lesquels des données sur les traitements sont disponibles. Une cellule vide dans le tableau signifie que le procédé est totalement inefficace ou qu'il n'y a pas de données sur son efficacité. Pour les procédés les plus efficaces, les estimations des concentrations des produits chimiques (en mg/l) qui peuvent être atteintes dans une eau idéale sont indiquées dans le tableau.

^c Les matériaux à base d'oxyde et d'hydroxyde de fer sont très efficaces à la fois pour les formes arséniate et arsénite.

^d Les membranes d'osmose inverse sont plus efficaces pour l'élimination des arsénates que des arsénites. Cependant, les arsénites sont rapidement oxydés en arsénates par des désinfectants (par exemple, le chlore).

Tableau A5.2 Performance des traitements concernant les produits chimiques issus de sources industrielles et de zones d'habitation humaine, pour lesquels des valeurs guides ont été définies^{a,b}

	Strippage à l'air	Coagulation	Échange d'ions	Adoucissement par précipitation	Alumine activée	Ozonation	Procédés d'oxydation avancés	Membranes	Traitement biologique ^c	Rayonnement UV
Cadmium		+++ <0,002	+++ <0,002	+++ <0,002				+++ <0,002		
Mercure		+++ <0,0001		+++ <0,0001	+++ <0,0001			+++ <0,0001		
Benzène	+++ <0,01				+++ <0,01	+++ <0,01	Oui ^d			
Tétrachlorure de carbone	+++ <0,001				+++ <0,001			+		
1,2-dichlorobenzène	+++ <0,01				+++ <0,01	+++ <0,01		Oui ^d		
1,4-dichlorobenzène	+++ <0,01				+++ <0,01	+++ <0,01		Oui ^d		
1,2-dichloroéthane	+++				+++ <0,01		+			
1,2-dichloroéthène	+++ <0,01				+++ <0,01	+++ <0,01				
1,4-dioxane					+		+++ 0,05			
Acide édétique					+++ <0,01					
Éthylbenzène	++ <0,001	+			+++ <0,001	+++ <0,001	++	+	++	
Hexachlorobutadiène					+++ <0,001			+		
Acide nitrilotriacétique					++				++	
N- Nitrosodiméthylamine					+		++			+

	Strippage à l'air	Coagulation	Échange d'ions	Adoucissement par précipitation	Alumine activée	Ozonation	Procédés d'oxydation avancés	Membranes	Traitement biologique ^c	Rayonnement UV
Pentachlorophénol					+++ <0,0004			++		
Perchlorate			Oui ^d					Oui ^d	Oui ^d	
Styrène	+++ <0,02				+++ <0,002	++		+	+	
Tétrachloroéthène	+++ <0,001				+++ <0,001			+		
Toluène	+++ <0,001				+++ <0,001	+++ <0,001	+++ ^e <0,001		++ <0,001	
Trichloroéthène	+++ <0,02				+++ <0,02	+++ <0,02	+++ ^e <0,02			
Xylènes	+++ <0,005				+++ <0,005		+++ ^e <0,005		++	

^a Signification des symboles :

+ Élimination limitée

++ Élimination d'approximativement 50 % ou plus

+++ Élimination d'approximativement 80 % ou plus

^b Le tableau inclut les produits chimiques pour lesquels des données sur les traitements sont disponibles. Une cellule vide dans le tableau signifie que le procédé est totalement inefficace ou qu'il n'y a pas de données sur son efficacité. Pour les procédés les plus efficaces, les concentrations des produits chimiques (en mg/l) qui peuvent être atteintes sont indiquées dans le tableau.

^c Le traitement biologique inclut la filtration lente sur sable et la filtration sur berge.

^d Oui signifie connu ou vraisemblablement efficace, mais dont la performance n'a pas été quantifiée.

^e Peut être efficace, mais d'autres techniques seront plus vraisemblablement appliquées pour des raisons de coût.

Tableau A5.3 Performance des traitements concernant les produits chimiques issus d'activités agricoles, pour lesquels des valeurs guides ont été définies^{a,b}

	Chloration	Strippage à l'air	Coagulation	Échange d'ions	Charbon actif	Ozonation	Procédés d'oxydation avancés	Membranes	Traitement biologique ^c
Nitrate				+++ <5				+++ <5	+++ <5

	Chloration	Strippage à l'air	Coagulation	Échange d'ions	Charbon actif	Ozonation	Procédés d'oxydation avancés	Membranes	Traitement biologique ^c
Nitrite	+++ <0,1							+	+++
Alachlore					+++ <0,001	++	+++ <0,001	+++ <0,001	
Aldicarbe					+++ <0,001	+++ <0,001		+++ <0,001	
Aldrine/dieldrine			+		+++ <0,00002	++ <0,00002		+++ <0,00002	
Atrazine et ses métabolites chloro-s- triazine			+		+++ <0,0001	Oui ^d	+++ <0,0001	+++ <0,0001	+++ ^e <0,0001
Carbofurane	+				+++ <0,001	Oui ^d		+++ <0,001	
Chlordane					+++ <0,0001	++ <0,0001		Oui ^d	
Chlorotoluron					+++ <0,0001	+++ <0,0001			
Cyanazine					+++ <0,0001	+		+++ <0,0001	
2,4-D					+++ <0,001	+++ <0,001		Oui ^d	
1,2-dibromo-3- chloropropane		++ <0,001			+++ <0,0001				
1,2-dibromoéthane		+++ <0,0001			+++ <0,0001				
1,2-dichloropropane		Oui			+++ <0,001	+			
Diméthoate	+++ <0,001				++	++			
Endrine			+		+++			Oui ^d	

	Chloration	Strippage à l'air	Coagulation	Échange d'ions	Charbon actif	Ozonation	Procédés d'oxydation avancés	Membranes	Traitement biologique ^c
Hydroxyatrazine					<0,0002		+++ <0,001	Oui ^d	
Isoproturon	++				+++ <0,0001	+++ <0,0001	+++ <0,0001	+++ <0,0001	+
Lindane					+++ <0,0001	++		Oui ^d	++
Mécoprop					+++ <0,0001	+++ <0,0001			+++ <0,0001
Méthoxychlore			++		+++ <0,0001	+++ <0,0001		Oui ^d	
Métalochlore					+++ <0,0001	++		Oui ^d	++
Simazine					+++ <0,0001	++	+++ <0,0001	+++ <0,0001	
2,4,5-T					+++ <0,001			Oui ^d	
Terbutylazine			+		+++ <0,0001	++			
Trifluraline					+++ <0,0001			+++ ^f <0,0001	

^a Signification des symboles :

+ Élimination limitée

++ Élimination d'approximativement 50 % ou plus

+++ Élimination d'approximativement 80 % ou plus

^b Le tableau inclut les produits chimiques pour lesquels des données sur les traitements sont disponibles. Une cellule vide dans le tableau signifie que le procédé est totalement inefficace ou qu'il n'y a pas de données sur son efficacité. Pour les procédés les plus efficaces, les concentrations des produits chimiques (en mg/l) qui peuvent être atteintes sont indiquées dans le tableau.

^c Le traitement biologique inclut la filtration lente sur sable et la filtration sur berge et la dénitrification biologique (pour l'élimination des nitrates).

^d Oui signifie connu ou vraisemblablement efficace, mais dont la performance n'a pas été quantifiée.

^e Pour la filtration sur berge, la filtration lente sur sable n'est pas efficace.

^f Peut être efficace, mais d'autres techniques seront plus vraisemblablement appliquées pour des raisons de coût.

Tableau A5.4 Performance des traitements pour les pesticides utilisés dans l'eau pour des raisons sanitaires, pour lesquels des valeurs guides ont été définies^{a,b}

	Chloration	Coagulation	Charbon actif	Ozonation	Procédés d'oxydation avancés	Membranes
DDT et ses métabolites		+	+++ <0,0001	+	+++ ^c <0,0001	+++ ^c <0,0001

^a Signification des symboles :

+ Élimination limitée

+++ Élimination d'approximativement 80 % ou plus

^b Pour les procédés les plus efficaces, les concentrations des produits chimiques (en mg/l) qui peuvent être atteintes sont indiquées dans le tableau..

^c Peut être efficace, mais d'autres techniques seront plus vraisemblablement appliquées pour des raisons de coût.

Tableau A5.5 Performance des traitements des cellules cyanobactériennes et des cyanotoxines, pour lesquels des valeurs guides ont été définies^{a,b,c}

	Chloration	Coagulation	Charbon actif	Ozonation	Oxydation poussée	Membranes	Traitement biologique ^d
Cellules cyanobactériennes		+++				+++	
Cyanotoxines	+++		+++	+++	+++		+++

^a La chloration ou l'ozonation peut entraîner la libération de cyanotoxines

^b +++ = Élimination de 80 % ou plus.

^c Le tableau inclut les produits chimiques pour lesquels des données sur les traitements sont disponibles. Une cellule vide dans le tableau signifie que le procédé est totalement inefficace ou qu'il n'y a pas de données sur son efficacité

^d Le traitement biologique inclut la filtration lente sur sable et la filtration sur berge.

A5.3 Corrosion des métaux utilisés dans le traitement et la distribution de l'eau

A5.3.1 Laiton

Le principal problème de corrosion du laiton est la dézincification, qui consiste en une dissolution sélective du zinc d'un laiton duplex ne laissant subsister que le cuivre sous forme d'une masse poreuse de faible résistance mécanique. La dézincification « meringue », qui s'accompagne de la formation d'un volumineux produit de corrosion constitué de carbonate de zinc basique à la surface du laiton, dépend en grande partie du rapport entre la concentration de chlorures et l'alcalinité. La dézincification « meringue » peut être combattue en maintenant un faible rapport zinc sur cuivre (1 : 3 ou moins) et le pH en-dessous de 8,3.

La dissolution générale du laiton peut également se produire, libérant des métaux dans l'eau, notamment du plomb. Une corrosion par érosion peut se produire avec des eaux à écoulement rapide dont les propriétés ne permettent pas la formation d'une couche de corrosion protectrice et qui contient de grandes quantités d'air dissous ou entraîné.

A5.3.2 Béton et ciment

Le béton est un matériau composite constitué d'un agrégat inerte et de ciment servant de liant. Le ciment est essentiellement un mélange de silicate de calcium et d'aluminates avec un peu de chaux libre. Le mortier de ciment, dans lequel l'agrégat est du sable fin, est utilisé comme couche protectrice dans les canalisations d'eau en fer et en acier. Dans les canalisations en amiante-ciment, l'agrégat, constitué de fibres d'amiante, n'est pas un sujet de préoccupation pour l'eau de boisson (voir également la fiche technique amiante dans le Chapitre 12). Le ciment se détériore s'il est soumis à une exposition prolongée à une eau agressive entraînant soit la dissolution de l'argile et d'autres composés solubles, soit une attaque chimique par des ions agressifs tels que des chlorures ou des sulfates ; de tels phénomènes peuvent entraîner une défaillance structurelle. Les matériaux en ciment nouvellement installés relargueront de la chaux, ce qui a pour conséquence une augmentation du pH, de l'alcalinité et de la dureté. Le ciment contient divers métaux qui peuvent être libérés dans l'eau. L'agressivité vis-à-vis du ciment est exprimée par « l'indice d'agressivité », qui a été utilisé en particulier pour évaluer le potentiel de dissolution du béton. Un pH de 8,5 ou plus peut être nécessaire pour éviter la corrosion du ciment.

A5.3.3 Cuivre

La corrosion de la tuyauterie et des ballons d'eau chaude en cuivre peut provoquer l'apparition d'eau bleue, une coloration bleue ou verte de la robinetterie des salles de bain et, occasionnellement, des problèmes de goût. Les canalisations en cuivre peuvent subir une corrosion générale, une corrosion par érosion et par piqûre.

La corrosion générale est le plus souvent associée à des eaux douces et acides ; les eaux dont le pH est inférieur à 6,5 et la dureté inférieure à 60 mg de carbonate de calcium par litre sont très agressives pour le cuivre. Le cuivre, tout comme le plomb, peut s'introduire dans l'eau par dissolution du produit de corrosion, le carbonate de cuivre basique. La solubilité est essentiellement fonction du pH et du carbone organique total. La solubilité diminue à mesure que le pH augmente, mais elle est favorisée par des concentrations en différentes formes de carbonate. L'élévation du pH entre 8 et 8,5 est la procédure habituelle pour pallier ces difficultés.

La corrosion par érosion résulte de vitesses excessives du flux et est aggravée dans les eaux douces à des températures élevées et des pH bas.

La piqûre du cuivre est généralement associée à des eaux souterraines dures dont la concentration de dioxyde de carbone est supérieure à 5 mg/l et qui présentent une forte teneur en oxygène dissous. Les

phosphates ont été utilisés pour supprimer la corrosion du cuivre dans de tels cas. Les eaux de surface colorées par des substances organiques peuvent également entraîner une corrosion par piqûre. Ce type de corrosion peut être très localisé et provoquer des perforations avec perte négligeable de métal, entraînant une défaillance des canalisations en cuivre. Deux principaux types d'attaque ont été identifiés. La piqûre de type I affecte les réseaux d'eau froide (en dessous de 40 °C) et est associée, en particulier, à des eaux dures provenant de puits de forage et à la présence, due au procédé de fabrication, d'un film de carbone dans la lumière du tuyau. Les tuyaux dont le carbone a été éliminé par nettoyage ne sont pas sujets à la piqûre de type I. La piqûre de type II se produit dans les réseaux d'eau chaude (température supérieure à 60 °C) et est associée à des eaux douces. De nombreux problèmes de corrosion générale et par piqûre sont observés dans les nouvelles canalisations dans lesquelles une couche protectrice d'oxydes ne s'est pas encore formée. Les indices de précipitation du carbonate de calcium, tels que ceux de Langelier et Ryznar, ne permettent pas de prédire la corrosion des réseaux de canalisation en cuivre.

A5.3.4 Fer

Le fer (fonte brute ou ductile) est fréquemment utilisé dans les réseaux de distribution d'eau et sa corrosion pose un problème. Bien qu'une défaillance structurelle due à la corrosion du fer soit rare, des problèmes de qualité de l'eau (par exemple, « eau rouge ») peuvent se produire du fait d'une corrosion excessive des tuyauteries en fer. La corrosion du fer est un processus complexe qui implique l'oxydation du métal, normalement par l'oxygène dissous, pour former un précipité de fer(III). Ce phénomène conduit à la formation de tubercules à la surface du tuyau. Les principaux facteurs de qualité de l'eau qui font que le précipité forme une croûte protectrice sont le pH et l'alcalinité. Les concentrations de calcium, chlorures et sulfates influencent également la corrosion du fer. Un contrôle efficace de la corrosion du fer a été obtenu en ajustant le pH entre 6,8 et 7,3, la dureté et l'alcalinité à au moins 40 mg/l (en carbonate de calcium), une sursaturation en carbonate de calcium de 4 à 10 mg/l et un ratio alcalinité sur chlorures plus sulfates au moins égal à 5 (lorsque tous deux sont exprimés en carbonate de calcium).

Les silicates et les polyphosphates sont souvent décrits comme des « inhibiteurs de corrosion », mais cela n'est pas certain dans le cas des réseaux de distribution d'eau. Cependant, ils peuvent former des complexes avec le fer dissous (à l'état de fer(II)) et empêcher sa précipitation sous forme de « rouille » rouge visible. Ces composés peuvent agir en masquant les effets de la corrosion plutôt qu'en empêchant la corrosion. Les orthophosphates sont de possibles inhibiteurs de corrosion et, comme les polyphosphates, ils sont utilisés pour éviter l'« eau rouge ».

A5.3.5 Plomb

La corrosion du plomb (dissolution du plomb) est particulièrement inquiétante. Dans certains pays, les conduites en plomb sont encore fréquentes dans les anciennes habitations. Des soudures au plomb, qui ont été largement utilisées pour les jonctions entre les conduites en cuivre et la robinetterie en laiton, peuvent contenir des quantités substantielles de plomb. Les conduites en fer galvanisé peuvent accumuler le plomb présent dans l'eau et le libérer par la suite sous forme de particules. La solubilité du plomb est déterminée par la formation de dépôts de carbonates de plomb dans les conduites. Dans la mesure du possible, les conduites en plomb devraient être remplacées par d'autres conduites. Le plomb peut également être libéré à partir de soudures à base de plomb et d'une robinetterie en laiton ou en bronze.

La solubilité de sels de plomb résultant de la corrosion s'accroît considérablement selon que le pH augmente au-dessus ou diminue en dessous de 8,3, en raison de la diminution importante de la concentration de carbonates à l'équilibre. La dissolution du plomb tend donc à être maximale dans les eaux à pH bas et à faible alcalinité et, en attendant de remplacer la tuyauterie, une mesure provisoire consiste à élever le pH à 8,0-8,5 après chloration et avant distribution. L'orthophosphate et les autres phosphates empêchent efficacement la dissolution du plomb.

Les concentrations de plomb augmentent à mesure que le temps de séjour de l'eau dans les canalisations augmente. Purger le réseau de canalisation en laissant couler de l'eau avant de l'utiliser pour la consommation peut constituer une mesure provisoire pour réduire l'exposition au plomb. L'utilisation de douche, bain et chasse d'eau des toilettes permet de renouveler l'eau dans le réseau.

La corrosion du plomb peut être plus rapide quand il est couplé au cuivre. La vitesse de cette corrosion galvanique est plus élevée que celle d'une simple corrosion oxydative et les concentrations de plomb ne sont pas limitées par la solubilité des produits de corrosion. La vitesse de la corrosion galvanique est principalement affectée par la concentration de chlorures. Il est plus difficile de combattre la corrosion galvanique mais elle peut être réduite en modulant la concentration de zinc et d'orthophosphates et en ajustant le pH.

Le traitement appliqué pour réduire la solubilité du plomb fait habituellement intervenir un ajustement du pH. Lorsque l'eau est très douce (concentration en carbonate de calcium de 50 mg/l), le pH optimal est d'environ 8,0 à 8,5. Un traitement avec de l'acide orthophosphorique ou de l'orthophosphate de sodium peut être plus efficace, en particulier lorsque la dissolution du plomb intervient dans des eaux non acides. Il est admis que les indices de précipitation du carbonate de calcium, tels que ceux de Langelier et Ryznar, ne permettent pas de prédire la corrosion pour le plomb.

A5.3.6 Nickel

La présence de nickel dans l'eau peut être due à la libération de nickel par de nouveaux robinets plaqués nickel/chrome. De faibles concentrations peuvent également provenir de conduites et robinetteries en acier inoxydable. La libération de nickel s'amenuise au cours du temps. Une augmentation du pH destinée à lutter contre la corrosion d'autres matériaux devrait également réduire la libération de nickel.

A5.3.7 Zinc

Les tuyaux galvanisés libèrent du zinc (à partir de la couche galvanisée) et peuvent également libérer du cadmium et du plomb. La corrosion peut poser un problème particulier lorsque la tuyauterie en acier galvanisé ou en fer est mise en contact avec des matériaux différents tels que le laiton utilisé dans la robinetterie.

La solubilité du zinc dans l'eau est fonction du pH et de la concentration en carbone inorganique total ; la solubilité du carbonate de zinc basique diminue quand le pH et la concentration des différentes formes de carbonate augmentent. Pour les eaux à faible alcalinité, amener le pH à 8,5 doit être une mesure suffisante pour atténuer la dissolution du zinc.

En ce qui concerne le fer galvanisé, la couche de zinc protège initialement l'acier car elle est corrodée préférentiellement à celui-ci. Avec le temps, il se forme un dépôt protecteur de carbonate de zinc basique ; cependant, un tuyau galvanisé est également sujet à la formation incontrôlée de dépôts et au colmatage. Des observations récentes montrent que le plomb peut s'accumuler dans des particules sur des tuyaux galvanisés et être remis en suspension par rupture physique, par exemple sous l'effet d'un coup de bélier. Les dépôts protecteurs ne se forment pas dans les eaux douces pour lesquelles l'alcalinité, sous forme de carbonate de calcium, est inférieure à 50 mg/l ou dans les eaux contenant des concentrations élevées de dioxyde de carbone (> 25 mg/l) ; l'acier galvanisé ne convient pas pour ces eaux. Une corrosion électrolytique peut intervenir lorsque les tuyaux ou la robinetterie en acier galvanisé ou en fer sont mis en contact avec des canalisations en cuivre ou de la robinetterie en laiton.

ANNEXE 6

Informations d'appui sur les radionucléides

A6.1 Niveaux recommandés pour les radionucléides dans l'eau de boisson

Tableau A6.1 Niveaux recommandés pour les radionucléides dans l'eau de boisson

Radio-nucléide	Niveau recommandé (Bq/l) ^a	Radio-nucléide	Niveau recommandé (Bq/l) ^a	Radio-nucléide	Niveau recommandé (Bq/l) ^a	Radionucléide	Niveau recommandé (Bq/l) ^a
³ H	10 000	⁹⁷ Tc	1 000	¹⁴⁷ Nd	100	²³² Th ^b	1
⁷ Be	10 000	^{97m} Tc	100	¹⁴⁷ Pm	1 000	²³⁴ Th ^b	100
¹⁴ C	100	⁹⁹ Tc	100	¹⁴⁹ Pm	100	²³⁰ Pa	100
²² Na	100	⁹⁷ Ru	1 000	¹⁵¹ Sm	1 000	²³¹ Pa ^b	0,1
³² P	100	¹⁰³ Ru	100	¹⁵³ Sm	100	²³³ Pa	100
³³ P	1 000	¹⁰⁶ Ru	10	¹⁵² Eu	100	²³⁰ U	1
³⁵ S	100	¹⁰⁵ Rh	1 000	¹⁵⁴ Eu	100	²³¹ U	1 000
³⁶ Cl	100	¹⁰³ Pd	1 000	¹⁵⁵ Eu	1 000	²³² U	1
⁴⁵ Ca	100	¹⁰⁵ Ag	100	¹⁵³ Gd	1 000	²³³ U	1
⁴⁷ Ca	100	^{110m} Ag	100	¹⁶⁰ Tb	100	²³⁴ U ^b	1
⁴⁶ Sc	100	¹¹¹ Ag	100	¹⁶⁹ Er	1 000	²³⁵ U ^b	1
⁴⁷ Sc	100	¹⁰⁹ Cd	100	¹⁷¹ Tm	1 000	²³⁶ U ^b	1
⁴⁸ Sc	100	¹¹⁵ Cd	100	¹⁷⁵ Yb	1 000	²³⁷ U	100
⁴⁸ V	100	^{115m} Cd	100	¹⁸² Ta	100	²³⁸ U ^{b,c}	10
⁵¹ Cr	10 000	¹¹¹ In	1 000	¹⁸¹ W	1 000	²³⁷ Np	1
⁵² Mn	100	^{114m} In	100	¹⁸⁵ W	1 000	²³⁹ Np	100
⁵³ Mn	10 000	¹¹³ Sn	100	¹⁸⁶ Re	100	²³⁶ Pu	1
⁵⁴ Mn	100	¹²⁵ Sn	100	¹⁸⁵ Os	100	²³⁷ Pu	1 000
⁵⁵ Fe	1 000	¹²² Sb	100	¹⁹¹ Os	100	²³⁸ Pu	1
⁵⁹ Fe	100	¹²⁴ Sb	100	¹⁹³ Os	100	²³⁹ Pu	1
⁵⁶ Co	100	¹²⁵ Sb	100	¹⁹⁰ Ir	100	²⁴⁰ Pu	1
⁵⁷ Co	1 000	^{123m} Te	100	¹⁹² Ir	100	²⁴¹ Pu	10
⁵⁸ Co	100	¹²⁷ Te	1 000	¹⁹¹ Pt	1 000	²⁴² Pu	1
⁶⁰ Co	100	^{127m} Te	100	^{193m} Pt	1 000	²⁴⁴ Pu	1
⁵⁹ Ni	1 000	¹²⁹ Te	1 000	¹⁹⁸ Au	100	²⁴¹ Am	1
⁶³ Ni	1 000	^{129m} Te	100	¹⁹⁹ Au	1 000	²⁴² Am	1 000
⁶⁵ Zn	100	¹³¹ Te	1 000	¹⁹⁷ Hg	1 000	^{242m} Am	1

Radio-nucléide	Niveau recommandé (Bq/l) ^a	Radio-nucléide	Niveau recommandé (Bq/l) ^a	Radio-nucléide	Niveau recommandé (Bq/l) ^a	Radionucléide	Niveau recommandé (Bq/l) ^a
⁷¹ Ge	10 000	^{131m} Te	100	²⁰³ Hg	100	²⁴³ Am	1
⁷³ As	1 000	¹³² Te	100	²⁰⁰ Tl	1 000	²⁴² Cm	10
⁷⁴ As	100	¹²⁵ I	10	²⁰¹ Tl	1 000	²⁴³ Cm	1
⁷⁶ As	100	¹²⁶ I	10	²⁰² Tl	1 000	²⁴⁴ Cm	1
⁷⁷ As	1 000	¹²⁹ I	1	²⁰⁴ Tl	100	²⁴⁵ Cm	1
⁷⁵ Se	100	¹³¹ I	10	²⁰³ Pb	1 000	²⁴⁶ Cm	1
⁸² Br	100	¹²⁹ Cs	1 000	²¹⁰ Pb ^b	0,1	²⁴⁷ Cm	1
⁸⁶ Rb	100	¹³¹ Cs	1 000	²⁰⁶ Bi	100	²⁴⁸ Cm	0,1
⁸⁵ Sr	100	¹³² Cs	100	²⁰⁷ Bi	100	²⁴⁹ Bk	100
⁸⁹ Sr	100	¹³⁴ Cs	10	²¹⁰ Bi ^b	100	²⁴⁶ Cf	100
⁹⁰ Sr	10	¹³⁵ Cs	100	²¹⁰ Po ^b	0,1	²⁴⁸ Cf	10
⁹⁰ Y	100	¹³⁶ Cs	100	²²³ Ra ^b	1	²⁴⁹ Cf	1
⁹¹ Y	100	¹³⁷ Cs	10	²²⁴ Ra ^b	1	²⁵⁰ Cf	1
⁹³ Zr	100	¹³¹ Ba	1 000	²²⁵ Ra	1	²⁵¹ Cf	1
⁹⁵ Zr	100	¹⁴⁰ Ba	100	²²⁶ Ra ^b	1	²⁵² Cf	1
^{93m} Nb	1 000	¹⁴⁰ La	100	²²⁸ Ra ^b	0,1	²⁵³ Cf	100
⁹⁴ Nb	100	¹³⁹ Ce	1 000	²²⁷ Th ^b	10	²⁵⁴ Cf	1
⁹⁵ Nb	100	¹⁴¹ Ce	100	²²⁸ Th ^b	1	²⁵³ Es	10
⁹³ Mo	100	¹⁴³ Ce	100	²²⁹ Th	0,1	²⁵⁴ Es	10
⁹⁹ Mo	100	¹⁴⁴ Ce	10	²³⁰ Th ^b	1	^{254m} Es	100
⁹⁶ Tc	100	¹⁴³ Pr	100	²³¹ Th ^b	1 000	²³² Th ^b	1

^a Les niveaux recommandés ont été arrondis à l'ordre de grandeur le plus proche en prenant les valeurs de l'échelle logarithmique directement inférieures ou supérieures (10^n si la valeur calculée était inférieure à 3×10^n et 10^{n+1} si la valeur était supérieure ou égale à 3×10^n). Par exemple, si la valeur calculée était 2 Bq/l (c'est-à-dire 2×10^0), le niveau recommandé a été arrondi à 10^0 (c'est-à-dire = 1) tandis que si la valeur calculée était 3 Bq/l (c'est-à-dire 3×10^0 ou plus) le niveau recommandé a été arrondi à 10^1 (c'est-à-dire = 10).

^b Radionucléides naturels.

^c La valeur guide provisoire pour l'uranium dans l'eau de boisson est 30 µg/l sur la base de sa toxicité pour les reins (voir section 8.5).

A6.2 Références pour de plus amples informations sur les radionucléides

CIPR (1989) Individual monitoring for intakes of radionuclides by workers. ICRP Publication 54. *Annals of the ICRP*, 19(1-3).

CIPR (2006) Human alimentary tract model for radiological protection. ICRP Publication 100. *Annals of the ICRP*, 36(2).

CIPR (2008) Nuclear decay data for dosimetric calculations. ICRP Publication 107. *Annals of the ICRP*, Volume 38(3).

A6.3 Références pour de plus amples informations sur les méthodes analytiques et les technologies de traitement concernant les radionucléides

Annamäki M, ed. (2000) *Treatment techniques for removing natural radionuclides from drinking water. Final report of the TENAWA Project*. Helsinki, Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK-A169).

APHA, AWWA, WEF (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21st ed. Washington, DC, American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, pp. 7-15.

- ASTM (1998) *ASTM annual book of standards. Vol. 11.02*. Philadelphia, PA, American Society for Testing and Materials.
- Bring R, Miller AG (1992) Direct detection of trace levels of uranium by laser induced kinetic phosphorimetry. *Analytical Chemistry*, 64:1413–1418.
- Chiu NW, Dean JR (1986) *Radioanalytical methods manual*. Ottawa, Ontario, Canadian Government Publishing Centre, Canadian Centre for Mineral and Energy Technology, National Uranium Tailings Program (CANMET Report 78-22).
- Crawford-Brown DJ (1989) The biokinetics and dosimetry of radon-222 in the human body following ingestion of groundwater. *Environmental Geochemistry and Health*, 11:10–17.
- Department of National Health and Welfare (1977) *Chemical procedures for the determination of ⁸⁹Sr, ⁹⁰Sr, and ¹³⁷Cs in surface waters, fresh-water algae and fresh-water fish*. Ottawa, Ontario, Department of National Health and Welfare (Report 77-EHD-14).
- Igarashi Y, Kawamura H, Shiraishi K (1989) Determination of thorium and uranium in biological samples by inductively coupled plasma mass spectrometry using internal standardization. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 4:571–576.
- ISO (2006) *Norme ISO 5667-1 : Qualité de l'eau – Échantillonnage – Partie 1 : Lignes directrices pour la conception des programmes et des techniques d'échantillonnage*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2006) *Norme ISO 5667-5 : Qualité de l'eau – Échantillonnage – Partie 5 : Lignes directrices pour l'échantillonnage de l'eau potable des usines de traitement et du réseau de distribution*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2007) *Norme ISO 9696 : Qualité de l'eau – Mesurage de l'activité alpha globale des eaux non salines – Méthode par source concentrée*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2007) *Norme ISO 10703 : Qualité de l'eau - Détermination de l'activité volumique des radionucléides – Méthode par spectrométrie gamma à haute résolution*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2009) *Norme ISO 5667-11 : Qualité de l'eau – Échantillonnage – Partie 11: Lignes directrices pour l'échantillonnage des eaux souterraines*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2009) *Norme ISO 10704 : Qualité de l'eau – Mesurage des activités alpha globale et bêta globale des eaux non salines – Méthode par dépôt d'une source fine*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2010) *Norme ISO 9698 : Qualité de l'eau - Détermination de l'activité volumique du tritium – Méthode par comptage des scintillations en milieu liquide*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2010) *Norme ISO 11704 : Qualité de l'eau – Mesurage des activités alpha globale et bêta globale des eaux non salines – Méthode de comptage par scintillation liquide*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2011) *Norme ISO 13161 : Qualité de l'eau – Mesurage de l'activité du polonium 210 dans l'eau par spectrométrie alpha*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2011) *Norme ISO 13162 : Qualité de l'eau - Détermination de l'activité volumique du carbone 14 – Méthode de comptage des scintillations en milieu liquide*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2012) *Norme ISO 13160 : Qualité de l'eau - Strontium 90 et strontium 89 – Méthodes d'essai par comptage des scintillations en milieu liquide ou par comptage proportionnel*. Genève, Organisation internationale de normalisation.

- ISO (2012) *Norme ISO 5667-3 : Qualité de l'eau – Échantillonnage – Partie 3 : Conservation et manipulation des échantillons d'eau*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2013) *Norme ISO 13163 : Qualité de l'eau – Plomb 210 – Méthode d'essai par comptage des scintillations en milieu liquide*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2013) *Norme ISO 13164-1 : Qualité de l'eau – Radon 222 – Partie 1 : Principes généraux*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2013) *Norme ISO 13164-2 : Qualité de l'eau – Radon 222 – Partie 2 : Méthode d'essai par spectrométrie gamma*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2013) *Norme ISO 13164-3 : Qualité de l'eau - Radon 222 – Partie 3 : Méthode d'essai par émanométrie*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2013) *Norme ISO 13165-1 : Qualité de l'eau – Radium 226 – Partie 1 : Méthode d'essai par comptage des scintillations liquides*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- ISO (2015) *Norme ISO 9697 : Qualité de l'eau – Activité bêta globale des eaux non salines – Méthode d'essai par source concentrée*. Genève, Organisation internationale de normalisation.
- Lariviere D et al. (2009) Rapid and automated analytical technologies for radiological nuclear emergency preparedness. In: Koskinen AN, ed. *Nuclear chemistry: New research*. Nova Science Publishers, Inc., pp. 99–154.
- NSF International (2005) *Contaminant guide*. Ann Arbor, MI, NSF International (http://www.nsf.org/consumer/drinking_water/dw_contaminant_guide.asp?program=WaterTre).
- NSF International (2005) *Contaminant testing protocols*. Ann Arbor, MI, NSF International (http://www.nsf.org/consumer/drinking_water/dw_contaminant_protocols.asp).
- OMS (2004) *Instauration d'un dialogue sur les risques dus aux champs électromagnétiques*. Genève, Organisation mondiale de la Santé.
- OMS (2009) *WHO handbook on indoor radon: A public health perspective*. Genève, Organisation mondiale de la Santé.
- Prichard HM, Gesell TF (1977) Rapid measurements of ^{222}Rn concentrations in water with a commercial liquid scintillations counter. *Health Physics*, 33:577–581.
- Prichard HM, Venso EA, Dodson CL (1991) Liquid scintillation analysis of ^{222}Rn in water by alpha/beta discrimination. *Radioactivity and Radiochemistry*, 3:28–26.
- Santé Canada (2000) *La radioactivité ambiante au Canada 1989–1996*. Disponible en s'adressant à la Division des dangers des rayonnements du milieu, Bureau de la radioprotection, Santé Canada, Ottawa, Ontario [Veuillez aussi consulter les éditions antérieures de *La radioactivité ambiante au Canada*].
- Santé Canada (2004) *Point-of-use and point-of-entry treatment technologies for the removal of lead-210 and uranium from drinking water*. Richmond Hill, Ontario, Senes Consultants Ltd.
- USEPA (1980) *Prescribed procedures for measurement of radioactivity in drinking water*. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency (EPA 600/4-80-032).
- USEPA (1987) *Two test procedures for radon in drinking water. Appendix D. Analytical test procedure*. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency, p. 22 (EPA/600/2-87/082).

- USEPA (1999) National primary drinking water regulations; radon-222. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency. *Federal Register*, 64(211).
- USEPA (2000) *National primary drinking water regulations; radionuclides; final rule*. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency (40 Code of Federal Regulations Parts 9, 141 and 142).
- USEPA (2000) *Radionuclides notice of data availability technical support document*. Prepared by Office of Groundwater and Drinking Water, United States Environmental Protection Agency, in collaboration with Office of Indoor Air and Radiation, USEPA, and United States Geological Survey.
- USEPA (2008) *Approved methods for radionuclides*. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency (http://www.epa.gov/ogwdw/methods/pdfs/methods/methods_radionuclides.pdf).
- Vitz E (1991) Toward a standard method for determining waterborne radon. *Health Physics*, 60:817–829.
- Volchok HL, de Planque G, eds (1983) *EML procedures manual*, 26th ed. New York, NY, United States Department of Energy, Environmental Measurements Laboratory (HASL-300).

ANNEXE 7

Contributeurs à l'élaboration des *Directives de qualité pour l'eau de boisson* : quatrième édition intégrant le premier additif

Cette annexe présente la liste des personnes qui ont contribué à l'élaboration de la quatrième édition des *Directives de qualité pour l'eau de boisson* et au premier additif à la quatrième édition, en participant aux réunions concernées, en rédigeant certaines parties ou en révisant le texte des Directives elles-mêmes ou ses documents d'appui ou en prodiguant leurs conseils. La liste des contributeurs commence par les participants à la première réunion qui s'est tenue à Berlin (Allemagne) en 2007 et au cours de laquelle s'est tenue une discussion au sujet de la quatrième édition. La liste de toutes les personnes ayant contribué à la troisième édition des Directives ainsi qu'aux premier et deuxième additifs à la troisième édition, qui constituent une partie importante de cette quatrième édition, est reprise dans l'Annexe 2 de la troisième édition, incorporant les premier et deuxième additifs, disponible sur le site Web de l'OMS à l'adresse : <http://apps.who.int/iris/handle/10665/204411>. Nous adressons nos sincères excuses aux contributeurs dont les noms auraient été omis par inadvertance.

C. Abbot, United Utilities, Royaume-Uni
H. Abouzaid, OMS, Égypte
L. Achene, Institut supérieur de la Santé, Italie
J. Adams, Liverpool School of Tropical Medicine, Royaume-Uni
E. Addai, Fonds des Nations-Unies pour l'enfance (UNICEF), Sénégal
A. Adin, Université hébraïque de Jérusalem, Israël
S. Adrian, Environmental Protection Agency, États-Unis d'Amérique
R. Aertgeerts, précédemment, Bureau régional de l'OMS pour l'Europe, Allemagne
F. Ahmed, Bangladesh University of Engineering and Technology, Bangladesh
K.M. Ahmed, University of Dhaka, Bangladesh
A. Aitio, OMS, Suisse

H. Al-Hasni, Autorité publique de l'eau et de l'électricité, Sultanat d'Oman
 N. Al-Hmoud, Princess Sumaya University for Technology, Jordanie
 L. Ali, OMS, Maldives
 T. Alimamedova, OMS, Tadjikistan
 D. Allély-Fermé, OMS, Suisse
 G. Allgood, The Procter & Gamble Company, États-Unis d'Amérique
 B.M. Altura, New York Downstate Medical Center, États-Unis d'Amérique
 B.T. Altura, New York Downstate Medical Center, États-Unis d'Amérique
 L. Alves Campos, Agence nationale de la vigilance sanitaire (ANVISA), Brésil
 S. Al-Wahaibi, Ministère de la Santé, Sultanat d'Oman
 M. Amazonas, The Coca-Cola Company, États-Unis d'Amérique
 R. Anderson, OMS, Suisse
 K.B. Andrus, Air Transport Association of America, Inc., États-Unis d'Amérique
 S. Appleyard, Department of Environment Regulation of Western Australia, Australie
 G. Ardon, Ministère du Logement, de l'Aménagement du territoire et de l'Environnement, Pays-Bas
 F. Arellano, Maynilad Water, Philippines
 T. Ariyananda, Lanka Rain Water Harvesting Forum, Sri Lanka
 M. Asami, Institut national de santé publique, Japon
 N. Ashbolt, School of Public Health, University of Alberta, Canada
 S. Atkinson, McMaster University, Canada
 D. Baguma, African Rural University, Ouganda
 C.D. Baker, Centre for Affordable Water and Sanitation Technology (CAWST), Canada
 H. Bakir, Centre régional de l'OMS pour les activités d'hygiène de l'environnement, Jordanie
 E. Barrenberg, précédemment, OMS, Suisse
 L. Barrott, MWH, Royaume-Uni
 J. Barrow, Centers for Disease Control and Prevention, États-Unis d'Amérique
 J. Bartram, University of North Carolina, Chapel Hill, États-Unis d'Amérique
 R. Bastos, Université de Viçosa, Brésil
 H.K. Bates, Research Association, États-Unis d'Amérique
 G. Bateman, Environment Agency, Royaume-Uni
 A. Bathija, Environmental Protection Agency, Washington, DC, États-Unis d'Amérique
 J. Baumgartner, University of Wisconsin, États-Unis d'Amérique
 A.S. Baweja, Santé Canada, Ottawa, Canada
 P. A. Bawono, Ministère de la santé, Indonésie
 D. Bennitz, Santé Canada, Ottawa, Canada
 M.J. Benoliel, Empresa Portuguesa das Águas Livres, SA (EPAL), Portugal
 M. Berglund, Institut de médecine environnementale de l'Institut Karolinska, Suède
 R.J. Bevan, Cranfield University (actuellement, Consultant indépendant), Royaume-Uni
 J. Bhagwan, Water Research Commission, Afrique du Sud
 S. Bickel, Fonds des Nations-Unies pour l'enfance (UNICEF), États-Unis d'Amérique
 S. Bish, Fonds des Nations Unies pour l'enfance, États-Unis d'Amérique
 E. Blanton, PATH, États-Unis d'Amérique
 M. Blokker, Kiwa Water Research, Pays-Bas
 V.L. Bombeta, Local Water Utilities Administration (LWUA), Philippines
 L. Bonadonna, Institut supérieur de la Santé, Italie
 R. Bos, OMS, Suisse (actuellement, International Water Association, Pays-Bas)
 M. Bowman, Water Corporation, États-Unis d'Amérique
 B. Breach, Consultant indépendant, Royaume-Uni

E. Briand, Ministère du Travail, de l'Emploi et de la Santé, France
 J.D. Brookes, The University of Adelaide, Australie
 T. Brooks, Santé Canada, Canada
 J. Brown, Public Health England (actuellement, Consultant indépendant), Royaume-Uni
 J. Brown, London School of Hygiene & Tropical Medicine, Royaume-Uni (actuellement Georgia Institute of Technology, États-Unis d'Amérique)
 C. Browne, Ministry of Health, St Michael, La Barbade
 G. Brundrett, Brundett Associates, Royaume-Uni
 T. Bruursema, NSF International, États-Unis d'Amérique
 P. Byleveld, New South Wales Department of Health, Australie
 E. Calderon, Institut de génie sanitaire, Argentine
 M.E. Calderon, Pérou
 R. Calderon, Environmental Protection Agency, États-Unis d'Amérique
 P. Callan, Consultant indépendant, Australie
 D. Calmet, Organisation internationale de standardisation et conseiller pour les questions nucléaires de la Mission permanente de la France auprès des Nations Unies, Autriche
 D. Campbell-Lendrum, OMS, Suisse
 E. Carden, Department of Health and Human Services, Australie
 Z. Carr, OMS, Genève, Suisse
 V. Casey, WaterAid, Royaume-Uni
 C. Castell-Exner, Fédération allemande du secteur du gaz et de l'eau, Allemagne
 C Chaffey, Santé Canada, Canada
 R. Chalmers, Public Health Wales Microbiology, Royaume-Uni
 P. Charles, Centre International de Recherche Sur l'eau et l'Environnement – Suez Environnement, France
 R. Charron, Santé Canada, Canada
 Y. Chartier, précédemment OMS, Suisse
 P. Chave, Pollution Control, Royaume-Uni
 J. Chen, Santé Canada, Ottawa, Canada
 C.K. Chew, OMS, Suisse
 T. Chhoden, Ministry of Works and Human Settlement, Bhoutan
 M.L. Chong, OMS, Manille, Philippines (actuellement, PUB, Agence nationale de l'eau, Singapour)
 I. Chorus, Office fédéral de l'environnement, Allemagne
 D. Chuckman, International Flight Services Association, Canada
 G. Cissé, Institut tropical et de santé publique, Suisse
 T. Clasen, Emory University, États-Unis d'Amérique
 L. Coccagna, Consultant indépendant, Italie
 J. Colbourne, Drinking Water Inspectorate, Royaume-Uni
 A. Colgan, Agence internationale de l'énergie atomique, Autriche
 G. Combs, United States Department of Agriculture, États-Unis d'Amérique
 J. Cooper, Santé Canada, Canada
 L. Corrales, Centers for Disease Control and Prevention, États-Unis d'Amérique
 R. Costello, National Institutes of Health, États-Unis d'Amérique
 P. Costrop, Syngenta Crop Protection, Suisse
 J. Cotruvo, Joseph Cotruvo & Associates/NSF International Collaborating Centre, États-Unis d'Amérique
 M. Couper, précédemment OMS, Suisse
 D Court Marques, Autorité européenne de sécurité des aliments, Italie
 C. Cox, Caribbean Environmental Health Institute, St Lucia
 P. Cox, Sydney Water, Australie

A. Cronin, University of Surrey, Royaume-Uni
 D. Crump, Cranfield University
 D. Cunliffe, Department of Health, Australie
 F. Dangendorf, Université de Bonn, Allemagne
 L. D'Anglada, Environmental Protection Agency, États-Unis d'Amérique
 T. Darlow, MWH, Royaume-Uni
 D. Davidson, Center for Food Safety and Applied Nutrition, Food and Drug Administration, États-Unis d'Amérique
 A. Davison, Risk Edge, Australie
 C. de Bazigan, Antenna, Suisse
 L.R. de Dios, Department of Health, Philippines
 D. Deere, Water Futures Pty Ltd, Australie
 J. De France, OMS, Suisse
 D. de Jager, Ministry of Health, Nouvelle Zélande
 M. Del Rosario Perez, OMS, Suisse
 J. Dennis, Thames Water Utilities, Royaume-Uni
 A.M. de Roda Husman, Institut national de la santé publique et de l'environnement, Pays-Bas
 P. de Souza, Emanti Management, Afrique du Sud
 K. de Vette, International Water Association, Pays-Bas
 D. Deere, Water Futures Pty. Ltd., Australie
 H. Dieter, précédemment, Office fédéral de l'environnement, Allemagne
 P. Donlon, Water Services Association, Australie
 J. Donohue, Environmental Protection Agency, États-Unis d'Amérique
 T. Dooley, Fonds des Nations-Unies pour l'enfance (UNICEF), États-Unis d'Amérique
 F. Douchin, DASS de Seine Maritime, France
 N. Dowdall, British Airways, Royaume-Uni
 P. Drechsel, International Water Management Institute, Sri Lanka
 J. Drewes, Colorado School of Mines, États-Unis d'Amérique
 D. Drury, Consultant indépendant, Royaume-Uni
 I. Dublneau, Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire, France
 N.T. Duong, Vietnam Water Supply and Sewerage Association (VWSA), Vietnam
 L. Düster, Institut fédéral d'hydrologie, Allemagne
 K. Dziekan, Office fédéral de l'environnement, Allemagne
 A. Eckhardt, Office fédéral de l'environnement, Allemagne
 C. Edgar, Cranfield University, Royaume-Uni
 P. Edmondson, Medentech Ltd, Royaume-Uni
 C. Eidhin, Environmental Protection Agency, Irlande
 A. Eleveld, Safe Water and AIDS Project, Kenya
 R. Elin, University of Louisville, États-Unis d'Amérique
 T. Endo, Ministère de la santé, du travail et des affaires sociales, Japon
 S. Enkhtsetseg, Bureau régional de l'OMS pour l'Europe, Allemagne
 J. Escamilla, OMS, Panama
 A. Evans, Organisation de l'aviation civile internationale, Canada
 M. Exner, Institut d'hygiène et de santé publique, Université de Bonn, Allemagne
 A. Eyring, Philadelphia Water Department, États-Unis d'Amérique
 J. Falkinham, Virginia Tech, États-Unis d'Amérique
 Z. Fang, Département Santé et quarantaine, Administration générale de la supervision de la qualité, de l'inspection et de la quarantaine de la République populaire de Chine, Chine

J. Fastner, Office fédéral de l'environnement, Allemagne

J. Fawell, Consultant indépendant, Royaume-Uni

D. Fayzieva, Académie des sciences de l'Ousbékistan, Ousbékistan

T. Fengthong, ministère de la Santé, République démocratique populaire du Laos

L. Ferenc, Institut de lutte contre la pollution de l'eau, Centre de recherche sur l'eau, Hongrie

C. Fergusson, Department of Primary Industries, Australie

E. Ferretti, Institut supérieur de la Santé, Italie

I. Feuerpfeil, précédemment Office fédéral de l'environnement, Allemagne

L. Fewtrell, Aberystwyth University, Royaume-Uni

M. Foran, Centre for Affordable Water and Sanitation Technology (CAWST), Canada

K. Ford, Rio Tinto, Royaume-Uni

M. Forson, Fonds des Nations-Unies pour l'enfance (UNICEF), États-Unis d'Amérique

P. Fosselard, Fédération européenne des eaux embouteillées, Belgique

C. Frambøl, Association danoise des opérateurs d'eau et d'assainissement (DANVA), Danemark

M. Frobel, IM System, Allemagne

D. Frost, Aqua Focus Ltd, Angleterre

D. Fujise, Bureau du service de distribution d'eau de la ville de Kawasaki, Japon

D. Gamper, Conseil international des aéroports, Suisse

R. Gangaraju, Santé Canada, Canada

D. Gatel, EUREAU, Belgique

M. Gately, Medentech, Irlande

R.J. Gelting, Centers for Disease Control and Prevention, États-Unis d'Amérique

M. Giddings, Santé Canada, Canada

Karina Gin, Nanyang Technological University, Singapour

S. Gitahi, Fonds des Nations-Unies pour l'enfance (UNICEF), Ghana

S. Godfrey, Fonds des Nations Unies pour l'enfance, Bhopal, Inde

C. Gollnisch, Centre accrédité de contrôle de l'hygiène de réseaux d'eau de boisson, Allemagne

R. Goossens, Compagnie Intercommunale Bruxelloise des Eaux, Belgique

B. Gordon, OMS, Suisse

F. Gore, OMS, Suisse

E. Goslan, Cranfield University, Royaume-Uni

W. Grabow, retraité (précédemment, Université de Prétoria, Afrique du Sud)

J. Grace, Air Safety, Health and Security Department, Association of Flight Attendants-CWA, États-Unis d'Amérique

A.C. Grandjean, Center for Human Nutrition, États-Unis d'Amérique

O. Green, wca environment limited, Royaume-Uni

P. Greiner, NSF International, États-Unis d'Amérique

R. Grey-Gardner, précédemment, Centre for Appropriate Technology, Australie

A. Growers, WRc, Royaume-Uni

C. Güler, Université Hacettepe, Turquie

M. Gunnarsdóttir, University of Iceland, Islande

R. Gupta, Visvesvaraya National Institute of Technology, Inde

C. Hadjichristodoulou, Université de Thessalie, Grèce

L. Hamilton, précédemment, Ministère de la santé, Nouvelle Zélande

S. Harris, International Life Sciences Institute, DC, États-Unis d'Amérique

P. Hartemann, Faculté de Médecine de Nancy, France

T. Hasan, Pacific Islands Applied Geoscience Commission, Fiji Islands

S. Hauswirth, Service de santé publique, Allemagne

R.P. Heaney, Creighton University, Omaha, États-Unis d'Amérique
 J. Hearn, ALS Water Resources Group, Australie
 P. Heaton, précédemment, Power and Water Corporation, Australie
 H. Heijnen, Consultant auprès du Fonds des Nations-Unies pour l'enfance (UNICEF), République démocratique populaire du Laos
 J. Hejzlar, Académie des sciences tchèque, République tchèque
 L. Heller, Oswaldo Cruz Foundation, Brésil
 K. Hellier, Melbourne Water, Australie
 S. Herbst, Institut d'hygiène et de santé publique, Université de Bonn, Allemagne
 O. Hernandez, FHI 360, États-Unis d'Amérique
 A. Hill, Vestergaard Frandsen, Suisse
 M.R. Hipsey, The University of Western Australia, Australie
 A. Hirose, Institut national des sciences sanitaires, Japon
 E.J. Hoekstra, Institut pour la santé et la protection des consommateurs, Italie
 C. Hollister, Association des transports aériens du Canada, Canada
 H. Holstag, 300 in 6, Pays-Bas
 L. Hope, OMS, Suisse
 R. Hossain, OMS, Suisse
 G. Howard, Department for International Development, Royaume-Uni
 S. Hrudey, University of Alberta, Canada
 L.C. Hsiang, Office national de l'environnement, Singapour
 J. Huff, National Institute of Environmental Health Sciences, États-Unis d'Amérique
 A. Humpage, South Australian Water Corporation, Australie
 P. Hunter, University of East Anglia, Royaume-Uni
 A. Hussain, Ministère du logement et de l'environnement, Maldives
 F. Husson, Solar Solutions LLC, États-Unis d'Amérique
 S.A. Ibrahim, Ministère du logement et de l'environnement, Maldives
 S. Iddings, précédemment Bureau de l'OMS pour le Pacifique sud, Fidji
 P. Illig, Centers for Disease Control and Prevention, États-Unis d'Amérique
 A. Illmer, Fonds des Nations-Unies pour l'enfance (UNICEF), États-Unis d'Amérique
 T. Inoue, Japan Water Forum, Japon
 F. Istace, Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA), Italie
 M. Itoh, Institut national de santé publique, Japon
 S. Itoh, Université de Kyoto, Japon
 D. Jackson, Consultant, Népal
 P. Jackson WRc-NSF Ltd, Royaume-Uni
 C. Jacobsson, Université suédoise des sciences agricoles, Suède
 P. Jagals, University of Queensland, Australie
 A. Jayaratne, Yarra Valley Water, Australie
 E. Jesuthasan, OMS, Suisse
 H.E. Jianzhong, National University of Singapore, Singapour
 B. Jiménez Cisneros, Institut de génie civil, Mexique
 R. Johnston, OMS, Suisse
 H. Jones, Loughborough University, Royaume-Uni
 T.T. Jorge, précédemment, OMS, Suisse
 C. Jørgensen, DHI, Danemark
 P.S. Joshi, Office national de l'environnement, Singapour
 T. Jung, Office fédéral de la radioprotection, Allemagne

A. Kabirizi, Ministry of Water and Environment, Ouganda
 Mihály Kádár, précédemment, Institut national d'hygiène de l'environnement, Hongrie
 S. Kalandarov, OMS, Tadjikistan
 N. Kalebaila, Water Research Commission, Afrique du Sud
 A. Kämpfe, Office fédéral de l'environnement, Allemagne
 M. Kanazawa, Ministère de la santé, du travail et des affaires sociales, Japon
 B.P. Kandel, Amarapuri Water Utility, Népal
 C. Kanyesigye, National Water and Sewerage Corporation (NWSC), Ouganda
 P. Karani, Banque africaine de développement, Tunisie
 G.Y.-H. Karina, National University of Singapore, Singapour
 H. Kasan, Rand Water, Afrique du Sud
 A. Kasuya, Ministère de la santé, du travail et des affaires sociales, Japon
 H. Katayama, Université de Tokyo, Japon
 D. Kay, Aberystwyth University Royaume-Uni
 S. Khan, The University of New South Wales, Australie
 K. Khatri, OMS, Fidji
 N.R. Khatri, précédemment OMS, Népal
 R. Khush, Aquaya, États-Unis d'Amérique
 P. Kirch, Enwor-Energie & Wasser Vor Ort GmbH, Allemagne
 N. Kishida, Institut national de la santé publique, Japon
 T. Kistemann, Université de Bonn, Allemagne
 S. Klitzke, Office fédéral de l'environnement, Allemagne
 W. Kloas, Institut Leibniz d'écologie des eaux douces et des pêches intérieures, Allemagne
 K. Komatsu, Institut national des études environnementales, Japon
 K. Kosaka, Institut national de santé publique, Japon
 N.O. Kotei, Public Utilities Regulatory Commission, Ghana
 P. Kozarsky, Centers for Disease Control and Prevention, États-Unis d'Amérique
 F. Kozisek, Institut national de santé publique, République tchèque
 R. Kryschi, Allemagne
 Y. Kubo, Ministère de la santé, du travail et des affaires sociales, Japon
 P. Kubon, Office fédéral de l'environnement, Allemagne
 Y. Kudo, Japan Water Works Association, Japon
 S. Kumar, University of Malaya, Malaisie
 S. Kunikane, Université de Shizuoka, Japon
 S. Kurebayashi, Ministère de l'environnement, Japon
 W. Kutane, OMS, Éthiopie
 P. Labhasetwar, National Environmental Engineering Research Institute, Inde
 J. Lafontaine, Santé Canada, Canada
 H. Lahav, Makhshim Chemical Works Ltd, États-Unis d'Amérique
 K.C. Lai, PUB, Agence nationale de l'eau, Singapour
 D. Lantagne, Tufts University, États-Unis d'Amérique
 L. Laraki, Office National de l'eau Potable, Maroc
 M.W. LeChevallier, American Water, États-Unis d'Amérique
 H.K. Lee, National University of Singapore, Singapour
 J. Lee, Health Protection Agency, Royaume-Uni
 F. Lemieux, Santé Canada, Canada
 P. Lennon, PATH, États-Unis d'Amérique
 K. Levy, Rollins School of Public Health, États-Unis d'Amérique

R. Lieberman, USEPA
M.H. Lim, PUB, Agence nationale de l'eau, Singapour
K. Linden, University of Colorado Boulder, États-Unis d'Amérique
J.-F. Loret, Centre International de Recherche Sur l'eau et l'Environnement – Suez Environnement, France
P. Lotz, MINTEK, Afrique du Sud
A. Lovell, Water Services Association of Australia, Australie
S. Luby, International Centre for Diarrhoeal Disease Research, Bangladesh
L. Lucentini, Institut supérieur de la Santé, Italie
D. MacChesney, Environmental Protection Agency, États-Unis d'Amérique
Y. Magara, Université d'Hokkaido, Japon
B. Magtibay, OMS, Philippines
S.G. Mahmud, OMS, Bangladesh
D. Maison, OMS, Suisse
H.-J. Mälzer, IWW Water Centre, Allemagne
D. Mara, University of Leeds, Royaume-Uni
K.J. Marienau, Centers for Disease Control and Prevention, États-Unis d'Amérique
P. Marsden, Department for Environment, Food and Rural Affairs, Royaume-Uni
M.G. Martí, Société générale des eaux de Barcelone (AGBAR), Espagne
C. Martinho, Acquawise, Portugal
T. Matsuda, Ministère de la santé, du travail et des affaires sociales, Japon
Y. Matsui, Université d'Hokkaido, Japon
K. Matsumoto, Ministère de la santé, du travail et des affaires sociales, Japon
A. Mavridou, Institut d'enseignement technologique d'Athènes, Grèce
A. May, Drinking Water Inspectorate, Royaume-Uni
A. McCoy, Santé Canada, Canada
A. McDonald, Population Services International (PSI), États-Unis d'Amérique
S. McFadyen, Santé Canada, Canada
K. McHugh, Population Services International (PSI), États-Unis d'Amérique
R.M. McKeown, OMS, Suisse
C. McLaren, Drinking Water Quality Regulator for Scotland, Royaume-Uni
D. Medeiros, Santé Canada, Canada
G. Medema, KWR Watercycle Research Institute et Delft University of Technology, Pays-Bas
K. Medlicott, OMS, Suisse
E. Medlin, Centers for Disease Control and Prevention, États-Unis d'Amérique
M.E. Meek, Université d'Ottawa, Canada
R. Meierhofer, Institut fédéral suisse de science et technologie de l'environnement (EAWAG), Suisse
K. Meme, Lifewater International, États-Unis d'Amérique
R. Mendes, Acquawise, Portugal
D.L. Menucci, OMS, France
J. Mercer, Santé Canada, Canada
B.J. Merkel, Université des mines et de la technologie de Freiberg, Allemagne
W. Merkel, IWW, Germany
R. Meyerhoff, Lilly Research Laboratories, Eli Lilly and Company, États-Unis d'Amérique
F. Miranda da Rocha, Agence nationale de la vigilance sanitaire, Brésil
R. Mitchell, WRc, Royaume-Uni
H.G.H. Mohammad, Ministère de la Santé, Koweït
D. Moir, Santé Canada, Canada
D. Mokadam, Association of Flight Attendants-CWA, États-Unis d'Amérique

A. Molinari, Ente Regulador de Agua y Saneamiento (ERAS), Argentine
 M. Mons, Kiwa Water Research, Pays-Bas
 M. Montgomery, OMS, Suisse
 A. Mooijman, Consultant indépendant, Pays-Bas
 C. Morais, Águas do Cávado, Portugal
 H. Morii, Université de la ville d'Osaka, Japon
 V. Morisset, Santé Canada, Canada
 T. Morita, Japan Water Forum, Japon
 N. Moritani, Ministère de la santé, du travail et des affaires sociales, Japon
 R. Morris, University College London, Royaume-Uni
 B. Mouchtouri, Université de Thessalie, Grèce
 M. Moussif, Aéroport Mohamed V, Maroc
 F.H. Mughal, Chercheur indépendant, Inde
 C. Munoz-Trochez, précédemment, International Water Association, Royaume-Uni
 J. Nadeau, Santé Canada, Canada
 N.O. Nascimento, Université fédérale du Minas Gerais, Brésil
 K.J. Nath, Institution of Public Health Engineers, Inde
 M. Ncube, Johannesburg Water, Afrique du Sud
 R. Neipp, Ministère de la Santé et de la politique sociale, Espagne
 T. Neville, Vestergaard Frandsen, Zambie
 T. Ngai, Centre for Affordable Water and Sanitation Technology (CAWST), Canada
 M.S. Ngon, OMS, Myanmar
 A.V.F. Ngowi, Muhimbili University of Health and Allied Sciences, République unie de Tanzanie
 C. Nicholson, Sydney Water, Australie
 F.H. Nielsen, United States Department of Agriculture, États-Unis d'Amérique
 J.W. Nieves, Columbia University, États-Unis d'Amérique
 Y. Nijdam, Waternet, Pays-Bas
 C. Nokes, Environmental Science and Research Ltd, Nouvelle Zélande
 V.J. Novotny, Professeur émérite, Marquette University, États-Unis d'Amérique, et Northeastern University, États-Unis d'Amérique
 N. O'Connor, Ecos Environmental Consulting, Australie
 O. Odediran, Fonds des Nations Unies pour l'enfance, États-Unis d'Amérique
 O. Oenema, Université et Centre de recherche de Wageningen, Pays-Bas
 G. Offringa, précédemment, Water Research Commission, Afrique du Sud
 M. Ogoshi, Ministère de l'aménagement du territoire, des infrastructures, du transport et du tourisme, Japon
 J-E Oh, Université nationale de Pusan, Corée
 E. Ohanian, Environmental Protection Agency, États-Unis d'Amérique
 S. Okamoto, Institut de recherche en travaux publics, Japon
 S. Ólafsdóttir, Autorité alimentaire et vétérinaire islandaise, Islande
 C.N. Ong, National University of Singapore, Singapour
 S.L. Ong, National University of Singapore, Singapour
 L. Onyon, OMS, Suisse
 P. Osborn, 300in6 initiative, Pays-Bas
 W. Oswald, Rollins School of Public Health, États-Unis d'Amérique
 J. O'Toole, Monash University, Australie
 S. Ou, Public Health South, Nouvelle Zélande
 M. Overmars, anciennement, Pacific Islands Applied Geoscience Commission, Fidji
 S.R. Panthi, OMS, Népal

A. Paoli, Atkins Limited, Royaume-Uni
 J.M. Parra Morte, Autorité européenne de sécurité des aliments, Italie
 T. Paux, Ministère de la santé, de la jeunesse et des sports, France
 Payden, OMS, Inde
 G.L. Peralta, OMS, Philippines
 S. Perry, State of Washington Office of Drinking Water, États-Unis d'Amérique
 S. Petterson, Water & Health Pty Ltd, Australie
 C. Pickl, Office fédéral de l'environnement, Allemagne
 B. Pilon, Association du transport aérien international, Suisse
 O. Pintos, Asociación Federal de Entes Reguladores de Agua y Saneamiento de Argentina, Argentine
 W. Piyasena, précédemment, Ministry of Water Supply and Drainage, Sri Lanka
 M. Plemp, Centre for Infectious Disease Control, Amsterdam, Pays-Bas
 B. Plotkin, OMS, Suisse
 M. Podeprel, Helioz Research and Development, Autriche
 T. Pohle, Air Transport Association, Washington, DC, États-Unis d'Amérique
 C. Pollard, Drinking Water Inspectorate, Royaume-Uni
 S. Pollard, Cranfield University, Royaume-Uni
 K. Pond, University of Surrey, Royaume-Uni
 K. Porter, Environmental Protection Agency, États-Unis d'Amérique
 D. Poulin, Santé Canada, Canada
 J. Pratt, Veolia Water Central, Royaume-Uni
 F. Properzi, OMS, Suisse
 T. Pule, OMS, République du Congo
 D. Purkiss, NSF International, États-Unis d'Amérique
 W. Qu, Fudan University, Chine
 A. Queste, Université de Bonn, Allemagne
 H. Quiñones, Traducteur scientifique et technique, Espagne
 R. Rainey, United States Agency for International Development (USAID), États-Unis d'Amérique
 S. Ramasamy, Environmental Protection Agency, États-Unis d'Amérique
 V. Ramnath, Office national de l'environnement, Singapour
 T. Rapp, Office fédéral de l'environnement, Allemagne
 S. Regli, Environmental Protection Agency, États-Unis d'Amérique
 P. Regunathan, Regunathan & Associates Inc., États-Unis d'Amérique
 D. Reid, Alberta Environment and Parks, Canada
 B. Rickert, Office fédéral de l'environnement, Allemagne
 A. Rinehold, OMS, Suisse
 U. Ringelband, précédemment, Office fédéral de l'environnement, Allemagne
 J. Ringo, Bio-Cide International, Inc., États-Unis d'Amérique
 S. Risica, Institut national de la Santé, Italie
 M. Rivett, University of Birmingham, Royaume-Uni
 W. Robertson, retraité (précédemment, Santé Canada, Canada)
 C. Robertson-Kellie, Drinking Water Quality Regulator for Scotland, Royaume-Uni
 C. Rockey, South West Water, Royaume-Uni
 G. Rodier, OMS, Suisse
 A.L.G. Rodrigues, Sabesp, Brésil
 J. Rose, Michigan State University, États-Unis d'Amérique
 J.W. Rosenboom, Programme Eau et assainissement de la Banque mondiale, Cambodge (actuellement Bill & Melinda Gates Foundation)

S. Rostron, Ministry of Health, Nouvelle Zélande

K. Rotert, Environmental Protection Agency, Washington, DC, États-Unis d'Amérique

R. Rowe, The Water Institute, University of North Carolina, États-Unis d'Amérique

H.J. Salas, Conseiller, Pan American Center for Sanitary Engineering and Environmental Sciences, Lima, Pérou

M. Samwell, Women in Europe for a Common Future, Pays-Bas

R. Sancho, Águas do Algarve, Portugal

H. Sanderson, Institut danois de recherche environnementale, Danemark

A. Sargaonkar, National Environmental Engineering Research Institute, Inde

B. Schaefer, Office fédéral de l'environnement, Allemagne

S. Schaub, précédemment, Environmental Protection Agency, États-Unis d'Amérique

J. Schijven, Institut national de santé publique et de l'environnement (RIVM) et Université d'Utrecht, Pays-Bas

O. Schmoll, Bureau du Centre européen de l'environnement et de la santé de l'OMS, Allemagne

B. Schnabel, précédemment, Office fédéral de l'environnement, Allemagne

R. Sebastien, Santé Canada, Canada

S. Seki, Ministère de l'environnement, Japon

C. Sevenich, Services sanitaires du port de Hambourg, Allemagne

F. Shafeeqa, Live & Learn Environmental Education, Maldives

G. Shaghghi, Ministère de la Santé, République islamique d'Iran

N. Shah, Unilever R & D Laboratory, Inde

F. Shannoun, OMS, Suisse

R.K. Sharma, Rural Water Supply and Sanitation Fund Development Board, Népal

N. Shaw, International Shipping Federation, Royaume-Uni

D. Sheehan, Coliban Water, Australie

M. Sheffer, Éditeur, Canada

E. Sheward, University of Central Lancashire, Royaume-Uni

P. Shodmonov, Service public de surveillance épidémiologique sanitaire, Tadjikistan

K. Sholtes, Centers for Disease Control and Prevention, États-Unis d'Amérique

D. Shrestha, Haut-Commissaire des Nations Unies aux réfugiés, Suisse

L. Siegel, Safe Water International, États-Unis d'Amérique

L. Simas, ERSAR, Autorité de regulation des services de l'eau et des déchets, Portugal

D. Simazaki, Institut national de santé publique, Japon

J. Simmonds, Health Protection Agency, Royaume-Uni

J. Sims, retraité (précédemment, OMS, Suisse)

M. Sinclair, Monash University, Australie

O. Sinitsyna, ministère de la Santé, Russie

C. Skak, Centre danois de toxicologie, Danemark

P. Smeets, KWR Watercycle Research Institute, Pays-Bas

D. Smith, Melbourne Water, Australie

J. Smith, Consultant indépendant, Royaume-Uni

S. Smith, Wessex Water, Royaume-Uni

S. Snyder, University of Arizona, États-Unis d'Amérique

M. Sobsey, University of North Carolina, États-Unis d'Amérique

J. Soller, Soller Environmental, LLC, États-Unis d'Amérique

B. Sontia, University of Ottawa, Canada

T.-A. Stenstrom, Institut suédois de lutte contre les maladies infectieuses, Suède (actuellement Duran University of Technology, Afrique du Sud)

M. Stevens, Melbourne Water, Australie
M. Stevenson, Cascade Designs, États-Unis d'Amérique
N. Stewart, Carnival UK, Royaume-Uni
V. Straškrábová, Académie des sciences tchèque, République tchèque
S. Sturm, Association technique et scientifique allemande du gaz et de l'eau – Centre de technologie de l'eau, Allemagne
K. Sudo, Agence japonaise de coopération internationale, Japon
A. Sufiev, Service public de surveillance épidémiologique sanitaire, Tadjikistan
J. Suhaimi, Ranhill Utilities, Malaisie
S. Sumanaweera, National Water Supply and Drainage Board, Sri Lanka
C. Summerill, Cranfield University, Royaume-Uni
S. Surman-Lee, Health Protection Agency, Royaume-Uni
D. Susau, Live & Learn Environmental Education, Fidji
D. Sutherland, Consultant indépendant, Royaume-Uni
A. Suzuki, Ministère de l'environnement, Japon
K. Suzuki, TMWW, Japon
M. Swart, Rand Water (précédemment, Department of Water Affairs), Afrique du Sud
M. Takahashi, Université d'Hokkaido, Japon
A. Tamas, Institut fédéral suisse de science et technologie de l'environnement (EAWAG)/Département de l'eau et de l'assainissement dans les pays en développement, Suisse
H. Tanaka, Université de Kyoto, Japon
K. Tanaka, précédemment Bureau du service de distribution d'eau de la ville de Kawasaki, Japon
R. Tanner, Consultant indépendant, Belgique
M. Taylor, Ministère de la Santé, Nouvelle Zélande
C. Teaf, Florida State University, États-Unis d'Amérique
P. Teixeira, OMS, États-Unis d'Amérique
M. Templeton, Imperial College London, Royaume-Uni
P. Teunis, Institut national de la santé publique et de l'environnement, Pays-Bas, et Rollins School of Public Health, Emory University, États-Unis d'Amérique
C. Thibeault, Association du transport aérien international, Canada
T. Thompson, OMS, Philippines
S.M. Tibatemwa, International Water Association, Kenya
D. Till, Consultant indépendant, Nouvelle Zélande
I. Toh, PUB, Agence nationale de l'eau, Singapour
R. Tomisaka, Ministère de l'environnement, Japon
N. Ton Tuan, OMS, Vietnam
R. Torres, OMS, État plurinational de Bolivie
R.M. Touyz, University of Ottawa, Canada
B. Tracy, Santé Canada, Canada
A. Trevett, OMS, Bangladesh (actuellement, Fonds des Nations-Unies pour l'enfance (UNICEF), Kenya)
Y. Trihadiningrum, Institut de technologie Sepuluh Nopember, Indonésie
D.M. Trindade, Centre de prévention et de lutte contre les maladies, Région administrative spéciale de Macao, Chine
A. Tritscher, OMS, Suisse
S. Tuite, Santé Canada, Canada
T.M. Ua-Cookson, Ministry of Health, Nouvelle Zélande
T. Udagawa, Association japonaise des eaux potables et usées (JWWA), Japon
P. Undesser, Water Quality Association, États-Unis d'Amérique

S. Vajpeyee, Government Medical College and New Civil Hospital, Inde
 K. van den Belt, Société flamande de l'environnement (VMM), Belgique
 J.P. van der Hoek, Service municipal de distribution d'eau d'Amsterdam, Pays-Bas
 P. Van Maanen, Fonds des Nations Unies pour l'enfance, États-Unis d'Amérique
 J. Van Zyl, University of Cape Town, Afrique du Sud
 L. Varadi, Président de la Société hongroise d'aquaculture, Hongrie
 G. Velo, Université de Vérone, Italie
 F. Venter, University of Pretoria, Afrique du Sud
 E. Veschetti, Institut supérieur de la Santé, Italie
 E. Viau, Bioenergy Frontiers, États-Unis d'Amérique
 C. Vickers, OMS, Suisse
 J.M.P. Vieira, Université du Minho, Portugal
 L. Vijselaar, Comité danois d'aide aux réfugiés afghans (DACAAAR), Afghanistan
 C. Viljoen, Rand Water, Afrique du Sud
 D. Viola, International Association of Plumbing and Mechanical Officials and World Plumbing Council, États-Unis d'Amérique
 N. Virabouth, Ministère des travaux publics et des transports, République démocratique populaire du Laos
 G. Vivas, OMS, La Barbade
 M. von Sperling, Université fédérale du Minas Gerais, Brésil
 T. Wade, Environmental Protection Agency, États-Unis d'Amérique
 R. Walker, Water Corporation, Australie
 C. Wallace, université des Nations Unies, Canada
 N. Wang, OMS, France
 C. Weaver, Purdue University, États-Unis d'Amérique
 S. Webster, MWH, Nouvelle Zélande
 W. Weglicki, George Washington University Medical Center, États-Unis d'Amérique
 S. Weragoda, National Water Supply and Drainage Board, Sri Lanka
 S. Westacott, Southampton City Council, Royaume-Uni
 K. White, représentant le point de vue collectif de l'American Chemistry Council, États-Unis d'Amérique
 I. Wienand, Université de Bonn, Allemagne
 S. Wijesekara, Fonds des Nations-Unies pour l'enfance (UNICEF), États-Unis d'Amérique
 A. Wiklund, Direction générale de l'énergie, Commission européenne, Luxembourg
 T. Williams, International Water Association, Pays-Bas
 D. Wilusz, Department of State, États-Unis d'Amérique
 C. Witkowski, Association of Flight Attendants-CWA, États-Unis d'Amérique
 K.-M. Wollin, Service de santé du Land de Basse-Saxe, Allemagne
 K.W. Wong, PUB, Agence nationale de l'eau, Singapour
 M. Yadav, Rural Water Supply and Sanitation Fund Development Board, Népal
 J. Yap, Office national de l'environnement, Singapour
 G. Yasvinski, Santé Canada, Canada
 R. Yuen, International Water Association, Singapour
 T. Zabel, WRc, Royaume-Uni
 R. Zhang, Centre national d'assistance technique pour la distribution de l'eau en milieu rural, Centre de prévention et de lutte contre les maladies, Chine
 G. Ziglio, Université de Trente, Italie



**Organisation
mondiale de la Santé**

