

飲料水水質ガイドライン

Guidelines for drinking-water quality

第 4 版

(日本語版)



国立保健医療科学院

本書は、2011年世界保健機関(WHO)による出版物である。

原文タイトル:*Guidelines for drinking-water quality – 4th ed.*

©WHO 2011

WHOの事務総長は、日本語版の翻訳および出版権を国立保健医療科学院に許可する。

国立保健医療科学院は日本語版のみに責任を負う。

飲料水水質ガイドライン 第4版(日本語版)

発行所 国立保健医療科学院

発行日 2012年12月25日 (翻訳ver.2.1・Web版)

ISBN 978-4-903997-06-3

© 国立保健医療科学院 2012

「飲料水水質ガイドライン 第4版」は、WHO の許諾を得て翻訳を行った。翻訳にあたっては、できるだけ注意を払ったが、不十分な点があれば、原文を参照のこと。誤訳等の不備については、発行所、訳者が責任を負っている。翻訳利用上の留意点については、国立保健医療科学院のホームページ「翻訳にあたって」を参照のこと。

飲料水水質ガイドライン

Guidelines for drinking-water quality

第4版
(日本語版)



国立保健医療科学院

WHO ライブラリ 出版物目録データ (Cataloguing-in-Publication)

飲料水水質ガイドライン 第4版

1. 飲用水－基準 2. 水－基準 3. 水質－基準 4. ガイドライン I. WHO

ISBN 978 92 4 154815 1 (NLM classification: WA 675)

©WHO 2011

無断転載を禁ず。WHOの出版物はWHOウェブサイト (<http://www.who.int>) にて入手可能、または下記にて購入可能である。

WHO Press, World Health Organization, 20 Avenue Appia 1211 Geneva 27, Switzerland

(tel: +41 22 791 3264; fax: +41 22 791 4857; e-mail: bookorders@who.int).

WHOの出版物の複製または翻訳の許可については一販売または非営利目的の配布を問わず一WHOウェブサイト (http://www.who.int/about/licensing/copyright_form/en/index.html) を通して問い合わせること。

本出版物で採用されている名称表記および資料の提示は、いかなる国、地域、都市、区域もしくはその官署の法的地位に関して、またはその境界地域もしくは境界線の決定に関して、WHOとしてのいかなる見解をも表明するものではない。地図上の破線は、未だ全面的な合意に達していない可能性のある境界線の概略を示したものである。

個別の企業または特定の製品について言及されている場合、それらに対して、言及されていない同業他社または同種製品に優先して、WHOが承認または推奨を与えるものではない。誤字・脱字を除き、登録商標名は頭文字を大文字にすることにより区別した。

本出版物に含まれる情報を確認するために、WHOはあらゆる適切な注意を払ってきた。しかし、本出版物は、明示または暗示を問わず、いかなる種類の保証を伴うものではない。本出版物の解釈および利用の責任は読者が負うものとする。WHOは、その利用により生じたいかなる損害についても責任を負うものではない。

(以上 原文の記載事項)

第4版について

飲料水水質ガイドライン第4版は、WHOによる飲料水の水質に関する50年以上の手引きの上に成り立っており、同ガイドラインは、公衆衛生を支える国の規制や基準を設定する際の厳然たる基盤を形成してきた。

この版では、健康上の成果目標の設定、水源から蛇口までの水安全計画及び独立したサーベイランスを通じて、危機の同定とリスク管理における勧告を具体化する方法を明確かつ入念に記述する本質的な見直しを行った。

また、第3版の第1次及び第2次補遺における変更点に合わせて、グッドプラクティス(優良作業)に関するガイダンスについて、本質的な追加の記述を行った。緊急時の水管理に関する事項は、自家処理と水の安全な貯留から気候変動への適応の可能性も含めた長距離の用水供給までの様々な状況について理解しやすいように記述を行った。

リスク評価については、新たな化学物質や微生物によるハザード(危害因子)について示し、公衆衛生上の目的で使われる農薬類にも適用を加えた。化学物質や水系感染症の病原体に関する現存の評価は、新たな科学的知見を考慮して更新した。飲料水中の放射性物質に関する章は、分かりやすく更新した。

これまでの版よりもこの新版は、実施可能な実践、健全な規制の策定、低所得や中所得及び先進工業国にも適用可能であることに重きを置いており、気候変動や水不足、急激な都市化の影響による危険な飲料水の摂取による潜在的な健康危機を防止することを目的としている。

(原文裏表紙記載事項)

訳者一覧

秋葉 道宏	国立保健医療科学院	第10章10.1～10.4
浅見 真理	国立保健医療科学院	はじめに、第1章1.1～1.3、その他
池本 忠弘	厚生労働省	第9章9.1～9.8、付録3、付録6
泉山 信司	国立感染症研究所	第11章11.1、11.3、11.4
伊藤 禎彦	京都大学	第7章7.2
伊藤 雅喜	国立保健医療科学院	第5章5.1～5.5
越後 信哉	京都大学	第12章12.1A～B
遠藤 卓郎	元国立感染症研究所	第11章11.1、11.3、11.4
大野 浩一	国立保健医療科学院	第6章6.1～6.15
大前 比呂思	国立感染症研究所	第11章11.4
金見 拓	東京都水道局	第11章11.6
岸田 直裕	国立保健医療科学院	第7章7.4～7.6、第11章11.5、11.6
国包 章一	静岡県立大学	第4章4.1～4.7
久保田 領志	国立医薬品食品衛生研究所	第12章12.1G～Ma、付録4
黒木 俊郎	神奈川県衛生研究所	第11章11.1
小坂 浩司	国立保健医療科学院	第8章8.4～8.7、第12章12.2
小林 憲弘	国立医薬品食品衛生研究所	第12章12.1Mc～Pe
下ヶ橋 雅樹	国立保健医療科学院	第10章10.1～10.4、付録5
島崎 大	国立保健医療科学院	第3章3.1～3.3
杉本 直樹	国立医薬品食品衛生研究所	第12章12.1D～F、付録4
西村 哲治	帝京平成大学	第8章8.1～8.3
林 広宣	大阪市水道局	第12章12.1C
原本 英司	山梨大学	第11章11.2、11.6
平田 睦子	国立医薬品食品衛生研究所	第12章12.1Tr～Z
広瀬 明彦	国立医薬品食品衛生研究所	第12章12.1Tr～Z
松井 佳彦	北海道大学	第2章2.1～2.7
松下 拓	北海道大学	第2章2.1～2.7、第7章7.1,7.3
村上 道夫	東京大学	第12章12.1Pet～T
山崎 浩	国立感染症研究所	第11章11.4

翻訳にあたって

「飲料水水質ガイドライン 第4版」の翻訳においては、以下の点に留意して翻訳を行っている。

- ・明らかに、より適切な用語がある場合を除き、出来るだけ、「WHO飲料水水質ガイドライン 第3版」(日本水道協会、2008)の翻訳で用いられた用語を用いた。

- ・原文においても、箇所毎に用語の使い方が必ずしも同じでは無い場合や翻訳の意味が通じにくい場合は、同一の単語に対して別の用語を用いたり、意識を行っている場合がある。その場合は、原文の意味を損ねないように注意を払っているが、厳密な解釈を要する場合には原文を参照したい。

- ・用語、漢字表記など、完全な統一がとれていない場合があるが、翻訳出版の迅速性の観点から、本質的な間違いで無い限りそのままとした。何卒ご了承ください。

- ・誤訳があり修正を要する場合はできる限り対応する予定であり、国立保健医療科学院宛てご連絡いただきたい。

翻訳利用上の留意点

以下の訳語については、複数の翻訳者から指摘があったが、用語の統一上、原則として〈 〉内の用語を用いているため、留意事項を記す。

communication < 情報伝達 >

コミュニケーションには、一方的な情報伝達である放送等から、何らかの情報伝達、意見交換、質問・相談・苦情受付、説明会、双方向コミュニケーションなど多くの意味が含まれるが、翻訳の統一上できる限り『情報伝達』と訳した。4.6も合わせて参照されたい。

exposure < 曝露、被ばく >

本稿では、化学物質、微生物に曝(さら)されることに、『曝露』を用い、放射線にさらされることに『被ばく』を用いた。参考:特に原爆、爆発による事象では『爆』の字が用いられるが、全般的には『曝』又は『ばく』が用いられる。

health outcome < 健康成果 >

政策や技術上の介入を行った際の健康状態の向上や指標等の改善の効果を指す用語であり、適切な訳語が無く、熟語として使われている場合も見られたため、翻訳の統一上、できる限り『健康成果』と訳した。ただし、標題において、適切な場合は『健康上の成果』を用いている。

heterotrophic plate count, HPC < 従属栄養細菌数 >

heterotrophic plate countは、従属栄養細菌(heterotrophic bacteria)を計数した場合の計測数を指す用語である。培地や培養条件等の試験方法により集落数が異なるため、菌数を比較する場合は、留意が必要である。

Log10 Reduction Value, LRV < 対数減少値 >

常用対数で表された残存率の正負の記号を逆にした値である。すなわち、

除去率	残存率	LRV
90%	10%	1
99%	1%	2
99.9%	0.1%	3
99.99%	0.01%	4
99.999%	0.001%	5

である。理論上、除去率90%の処理(LRV=1)に加えて、除去率99%の処理(LRV=2)を行うと、除去率は99.9%となり、LRVは1と2の和で、3と表される。フィルターや水処理プロセスにおける微生物等の除去、阻止又は不活化性能を表す用語として使用頻度が高い『対数減少値』又は『LRV』を用いた。「WHO飲料水水質ガイドライン 第3版」では『 \log_{10} 除去率』、その他、成書等において『除去 \log_{10} 数』、『対数低減値』、『常用対数低減値』と表記されている場合がある。

lowest-observed-effect level, LOEL <最小作用量>

最も低用量で作用が発現した用量。本文中ではアルミニウムに関する補足的な記述のみに用いられており、頭字語、索引等には記載がない。

operational maintenance <運転監視>

operational maintenanceには、施設の維持管理、運転、日常的な運転管理、監視、修繕、運営等が含まれているが、ここでは、主に『運転監視』と訳出した。

reference pathogen <参照病原体>

水道原水における存在状態や水処理プロセスの除去性能を評価するために、調査や考慮の対象とすべき病原体を指す。指標生物(indicator organism)と同様に使われている場合があるが、本稿ではできるだけ原文の表現に合わせた。詳細は7.2.2参照。

指標生物は、11.6参照。

review <見直し・再吟味>

reviewには、自己による評価、見直し(例えば一度策定された計画について時期をおいて見直すこと)や、他者による評価等の意味もある。特に後者は、本文中において一度立てられた計画を上位官署が評価または審査するような場合に用いられていることもあり、前者と特に区別する場合は、用語として『再吟味』を用いている場合がある。(必ずしも全章において使い分けされているわけでは無いことをご了承願いたい。)

surface water <地表水>

河川、湖沼、貯水池など地表に存在する水、またはそれらの総称(『水道用語辞典』、日本水道協会発行)。『表流水』とほぼ同義であるが、湖沼水、水たまりなど停滞した水も含むことがわかりやすいよう、可能な限り『地表水』とした。

surveillance <サーベイランス>

主として規制官署が一定の権限により調査を行うことを『サーベイランス』とした。

thermotolerant coliform <糞便性大腸菌群>

「WHO飲料水水質ガイドライン 第3版」では『糞便性大腸菌群』、水道用語辞典(日本水道協会発行)では『耐熱性大腸菌群』、上水試験方法(日本水道協会発行、2011年版)では『高温耐性大腸菌群』となっている。原文のままでは、『高温耐性大腸菌群』または『耐熱性大腸菌群』が正しいが、慣習的に『糞便性大腸菌群』が最も多用されており、試験法上も同等のものを指すため、本訳では、『糞便性大腸菌群』を用いることとした。

validation <バリデーション>

「WHO飲料水水質ガイドライン 第3版」では『確認』とされていたが、妥当性の評価の意味で用いられる『確認』については、可能な限り『バリデーション』とした。(バリデーションとは、要求された機能や性能を満たすことを確認すること。)

verification <検証>

実際の作業等が計画どおりに行われていること、目標とした水質基準や管理基準等を満たしていることを確認する意味で用いられる。(本文中では、バリデーションを行って選択された方法が、正しく実施されていることを確認、すなわち、検証する意で用いられている。)

warm-blooded animals <温血動物>

一般的には、ほぼ同義の用語として『恒温動物』が用いられているが、恒温動物の定義について諸説あることから、より原文に近い『温血動物』を用いることとした。

関連文書・主要関連文書・参考文献・関連情報について

「飲料水水質ガイドライン 第4版」では、背景、参考となる情報について、WHOが発行した多くの根拠文書や参考文書、関連の文献(論文等)が引用されている。引用の方法が各章で異なり、本文中の表記も章ごとに若干異なる。できる限り以下のように表記した。

reference material<関連文書> 主にWHOが発行した根拠文書や参考文書(付録1に記載)

selected bibliography<関連文書> 第11章微生物ファクトシートの根拠文書や参考文書

principal reference<主要関連文書> 第12章化学物質ファクトシートの根拠文書

reference<参考文献> 主に第9章の放射性物質に関する参考文献(付録6に記載)

supporting information<関連情報> 各章の関係図の説明、付録6全体など

本稿の作成に当たり、「WHO飲料水水質ガイドライン 第3版」のファイル等を快くご提供下さった、社団法人日本水道協会に厚くお礼申し上げます。

目 次

まえがき

謝辞

本文中で用いている頭字語および略語

第1章 序	1
1.1 一般的考察と原則	1
1.1.1 安全な飲料水のための枠組み	3
1.1.2 微生物学的観点	4
1.1.3 消毒	5
1.1.4 化学的観点	6
1.1.5 放射線学的観点	7
1.1.6 受容性の観点: 臭味および外観	7
1.2 飲料水の安全管理における役割と責任	8
1.2.1 サーベイランスと品質管理	8
1.2.2 公衆衛生官署	10
1.2.3 地方官署	11
1.2.4 水資源管理	12
1.2.5 飲料水供給事業体	13
1.2.6 コミュニティーによる管理	14
1.2.7 水売り	15
1.2.8 個々の消費者	15
1.2.9 認証機関	16
1.2.10 給水工事	17
1.3 ガイドライン関連文書	18
1.3.1 公表資料	18
1.3.2 能力形成のためのネットワーク	18

第2章 本ガイドラインを実践するための概念上の枠組み	19
2.1 健康に基づく目標	20
2.2 水安全計画	22
2.2.1 システムの評価と設計	22
2.2.2 運転監視	23
2.2.3 管理計画、文書化および情報伝達	24
2.3 サーベイランス	25
2.4 飲料水水質の検証	26
2.4.1 微生物学的水質	26
2.4.2 化学的水質	26
2.5 問題の優先度の設定	27
2.5.1 飲料水水質の評価の実施	29
2.5.2 微生物学的観点からの優先度評価	29
2.5.3 化学的観点からの優先度評価	30
2.6 飲料水水質基準の策定	31
2.6.1 地域に応じたガイドライン値の導入	31
2.6.2 基準の定期的見直しと改訂	32
2.7 飲料水の規制とそれを支える政策ならびにプログラム	32
2.7.1 規制	32
2.7.2 支援政策・プログラム	33
第3章 健康に基づく目標	35
3.1 健康に基づく目標の設定	36
3.2 障害調整生存年数、耐容疾病負荷、および参照リスクレベル	37
3.3 健康に基づく目標のタイプ	38
3.3.1 健康成果目標	41
3.3.2 水質目標	42
3.3.3 処理性能目標	43
3.3.4 指定技術目標	44

第4章 水安全計画	45
4.1 システムの評価と設計	49
4.1.1 新システム	50
4.1.2 利用可能なデータの収集と評価	51
4.1.3 水資源および水源の保護	53
4.1.4 浄水処理	55
4.1.5 管路による給水システム	57
4.1.6 管路によらない給水システム、コミュニティー給水システムおよび 自家給水システム	59
4.1.7 バリデーション	61
4.1.8 改良と改善	62
4.2 運転監視と制御の維持	62
4.2.1 システム制御手段の決定	63
4.2.2 運転監視指標の選定	63
4.2.3 管理限界と許容限界の設定	64
4.2.4 管路によらない給水システム、コミュニティー給水システムおよび 自家給水システム	64
4.3 検証	66
4.3.1 微生物学的水質	66
4.3.2 化学的水質	67
4.3.3 原水	68
4.3.4 管路による給水システム	68
4.3.5 コミュニティー管理水供給	69
4.3.6 品質の保証と管理	69
4.3.7 水安全計画	70
4.4 管路による給水システムの管理手順	70
4.4.1 予見し得る事故(「逸脱」)	72
4.4.2 想定外の事態	73
4.4.3 緊急事態	73
4.4.4 監視計画の作成	74
4.4.5 支援プログラム	74

4.5	コミュニティー水供給および自家給水の管理	76
4.6	文書化と情報伝達	77
4.7	計画的な見直し	78
4.7.1	定期的な見直し	78
4.7.2	事故後の見直し	78
第5章 サーベイランス		79
5.1	アプローチのタイプ	81
5.1.1	監査	81
5.1.2	直接評価	82
5.2	特定の状況への適合アプローチ	83
5.2.1	発展途上国の都市域	83
5.2.2	コミュニティー飲料水供給	83
5.2.3	自家処理・貯留システム	84
5.3	給水の充足度	85
5.3.1	給水量(サービス水準)	85
5.3.2	アクセスの容易さ	86
5.3.3	経済的負担能力	87
5.3.4	連続性	88
5.4	計画と実施	89
5.5	報告と情報伝達	91
5.5.1	コミュニティーと消費者の相互関係	91
5.5.2	地域単位でのデータの利用	92
第6章 特殊な状況における本ガイドラインの適用		95
6.1	気候変動、水不足、および豪雨	95
6.2	雨水貯留	96
6.3	売り水	98
6.4	バルク水の供給	99
6.5	淡水化システム	100
6.6	二元給水システム	101

6.7	緊急事態と災害	102
6.8	一時的な水の供給	104
6.9	建築物	106
6.10	ヘルスケア施設	109
6.11	旅行者のための安全な飲料水	110
6.12	航空機と空港	114
6.13	船舶	115
6.14	パック飲料水	117
6.15	食品の生産と加工	118
第7章	微生物学的観点	121
7.1	飲料水の微生物学的危害因子	121
7.1.1	水系感染	122
7.1.2	新たな課題	125
7.1.3	水中での生残性と増殖	127
7.1.4	公衆衛生の観点	128
7.2	健康に基づく目標設定	128
7.2.1	微生物学的危害因子に関する健康に基づく目標	128
7.2.2	参照病原体	129
7.2.3	定量的微生物リスク評価	132
7.2.4	リスクに基づく浄水処理性能目標の設定	136
7.2.5	処理性能目標の策定という形での成果提示	139
7.2.6	リスクに基づく処理性能目標の地域状況に合わせた設定	139
7.2.7	健康影響上の目標	141
7.3	病原体の存在と浄水処理	141
7.3.1	存在	141
7.3.2	浄水処理	143
7.4	微生物の監視	152
7.5	糞便指標生物の検出法	155
7.6	微生物学的水質の問題および緊急事態に対応するための地域行動の設定	156
7.6.1	水の煮沸勧告	156

7.6.2	事故収拾後の活動	159
第8章	化学的観点	161
8.1	飲料水中の化学的有害因子	162
8.2	化学物質のガイドライン値の導出	164
8.2.1	採用アプローチ	165
8.2.2	閾値のある化学物質	166
8.2.3	閾値のない化学物質	171
8.2.4	データの質	172
8.2.5	暫定ガイドライン値	172
8.2.6	受容性に影響を及ぼす化学物質	173
8.2.7	ガイドラインに含まれていない化学物質	173
8.2.8	混在	174
8.2.9	ガイドライン値の地域の状況への適合	174
8.3	分析の達成度	175
8.4	浄水処理	177
8.4.1	処理性能	177
8.4.2	消毒副生成物のプロセス制御手段	179
8.4.3	腐食制御のための処理	181
8.4.4	家庭での浄水処理	182
8.5	個々の化学物質のガイドライン値(発生源別)	183
8.5.1	自然由来の化学物質	183
8.5.2	産業発生源および市街地に由来する化学物質	184
8.5.3	農業活動に由来する化学物質	187
8.5.4	浄水薬品または飲料水と接触する材料に由来する化学物質	189
8.5.5	新規汚染化学物質	194
8.6	公衆衛生上の目的で水に使われる農薬	195
8.7	化学物質による水質問題や緊急事態に対応する際の地域活動の特定	196
8.7.1	対策のきっかけ	198
8.7.2	状況調査	199
8.7.3	関係者の連携	199

8.7.4	公衆への情報提供	199
8.7.5	公衆衛生と個人に対する重要性の評価	199
8.7.6	適切な行動の決定	203
8.7.7	消費者の受容性	204
8.7.8	是正措置の確保、再発の防止、および水安全計画の改定	204
8.7.9	混合物	204
8.7.10	水使用禁止勧告	204
第9章 放射線学的観点		207
9.1	放射線被ばくの線源と健康影響	208
9.1.1	飲料水の摂取を通じた放射線被ばく	209
9.1.2	飲料水を通じた放射線による健康影響	210
9.2	スクリーニングレベルおよびガイダンスレベルの理論的根拠	210
9.3	溶存放射性核種の監視と評価	212
9.3.1	飲料水供給のスクリーニング	213
9.3.2	スクリーニングレベルを超えた場合の飲料水の評価方法	214
9.3.3	ガイダンスレベルを超えた場合の飲料水の評価方法	214
9.3.4	試料採取の頻度	215
9.4	飲料水中で一般的に検出される放射性核種のガイダンスレベル	215
9.5	分析法	217
9.5.1	全 α および全 β 放射能濃度の測定	217
9.5.2	特定の放射性核種の測定	218
9.6	防除手段	218
9.7	ラドン	219
9.7.1	空気中および水中のラドン	219
9.7.2	ラドンによる健康リスク	220
9.7.3	飲料水供給におけるラドンに関する手引き	220
9.7.4	飲料水中のラドンの測定	221
9.7.5	飲料水中のラドン濃度の減少	221
9.8	リスクコミュニケーション	221
9.8.1	結果の報告	221

9.8.2	リスクの伝達	221
第 10 章	受容性の観点: 臭味および外観	223
10.1	生物学的汚染物質	225
	放線菌と真菌	225
	シアノバクテリアと藻類	225
	無脊椎動物	225
	鉄バクテリア	226
10.2	化学的汚染物質	226
	アルミニウム	226
	アンモニア	227
	クロラミン	227
	塩化物イオン	227
	塩素	227
	クロロベンゼン	227
	クロロフェノール	228
	色度	228
	銅	229
	溶存酸素	229
	エチルベンゼン	229
	硬度	229
	硫化水素	230
	鉄	230
	マンガン	230
	石油類	230
	pH と腐食	231
	ナトリウム	231
	スチレン	231
	硫酸イオン	231
	合成洗剤	232
	トルエン	232
	溶解性物質 (TDS)	232

	濁度	232
	キシレン	234
	亜鉛	234
10.3	臭味および外観の問題に対処するための浄水処理	234
10.4	温度	234
第 11 章	微生物ファクトシート	235
11.1	病原細菌	236
	アシネトバクター属 (<i>Acinetobacter</i>)	236
	エロモナス (<i>Aeromonas</i>)	238
	バチルス属 (<i>Bacillus</i>)	239
	類鼻疽菌 (<i>Burkholderia pseudomallei</i>)	240
	カンピロバクター属 (<i>Campylobacter</i>)	242
	エンテロバクター・サカザキ (<i>Enterobacter sakazakii</i>)	243
	病原性大腸菌 (<i>Escherichia coli</i> 病原株)	245
	ヘリコバクター・ピロリ (<i>Helicobacter pylori</i>)	246
	クレブシエラ属 (<i>Klebsiella</i>)	248
	レジオネラ属 (<i>Legionella</i>)	249
	レプトスピラ属 (<i>Leptospira</i>)	251
	抗酸菌 (<i>Mycobacterium</i>)	252
	緑膿菌 (<i>Pseudomonas aeruginosa</i>)	254
	サルモネラ (<i>Salmonella</i>)	256
	赤痢菌 (<i>Shigella</i>)	258
	黄色ブドウ球菌 (<i>Staphylococcus aureus</i>)	259
	ツカムレラ属 (<i>Tsukamurella</i>)	260
	ビブリオ属 (<i>Vibrio</i>)	261
	エルシニア属 (<i>Yersinia</i>)	263
11.2	病原ウイルス	265
	アデノウイルス	265
	アストロウイルス	267
	カリシウイルス	268

	エンテロウイルス.....	270
	A 型肝炎ウイルス	271
	E 型肝炎ウイルス.....	273
	ロタウイルスおよびオルトレオウイルス.....	275
11.3	原虫	276
	アcantアメーバ(<i>Acanthamoeba</i>).....	277
	大腸バランチジウム(<i>Balanthidium coli</i>)	279
	ブラストシスチス (<i>Blastocystis</i>)	280
	クリプトスポリジウム(<i>Cryptosporidium</i>)	282
	サイクロスポーラ・ケイエタネンシス(<i>Cyclospora cayetanensis</i>)	283
	赤痢アメーバ(<i>Entamoeba histolytica</i>)	285
	ジアルジア・インテスティナリス(<i>Giardia intestinalis</i>)	286
	戦争イノスポーラ(<i>Isospora belli</i>)	288
	微胞子虫	289
	ネグレリア・フォーレリ(<i>Naegleria fowleri</i>)	291
	トキソプラズマ・ゴンディイ(<i>Toxoplasma gondii</i>)	293
11.4	病原性蠕虫	295
	メジナ虫(<i>Dracunculus medinensis</i>).....	295
	肝蛭(<i>Fasciola</i> spp.)	297
	自由生活線虫(Free-living nematodes)	299
	住血吸虫(<i>Schistosoma</i> spp.)	302
11.5	有毒シアノバクテリア.....	304
11.6	指標生物.....	306
	大腸菌群	306
	大腸菌(<i>Escherichia coli</i>) および糞便性大腸菌群.....	308
	従属栄養細菌数	309
	腸球菌	311
	ウェルシュ菌(<i>Clostridium perfringens</i>)	312
	コリファージ(大腸菌ファージ)	313
	バクテロイデスファージ(<i>Bacteroides fragilis</i> ファージ)	316
	腸管系ウイルス	318

第 12 章 化学物質ファクトシート.....	321
12.1 飲料水中の化学的汚染物質.....	321
アクリルアミド.....	321
アラクロール.....	322
アルディカーブ.....	323
アルドリンおよびディルドリン.....	324
アルミニウム.....	325
アンモニア.....	327
アンチモン.....	328
ヒ素.....	329
アスベスト.....	332
アトラジンとその代謝物.....	332
バリウム.....	334
ベンタゾン.....	334
ベンゼン.....	335
ベリリウム.....	336
ホウ素.....	336
臭素酸イオン.....	337
臭化物イオン.....	338
臭素化酢酸.....	339
カドミウム.....	340
カルバリル.....	341
カルボフラン.....	342
四塩化炭素.....	342
抱水クロラール.....	343
クロラミン(モノクロラミン、ジクロラミン、トリクロラミン).....	344
クロルデン.....	345
塩化物イオン.....	346
塩素.....	347
亜塩素酸イオンおよび塩素酸イオン.....	348

クロロアセトン.....	349
クロロフェノール(2-クロロフェノール、2,4-ジクロロフェノール、 2,4,6-トリクロロフェノール)	350
クロロピクリン	351
クロロトルロン.....	351
クロルピリホス	352
クロム	352
銅.....	353
シアナジン.....	354
シアン	355
シアノバクテリア毒素:マイクロキスティン-LR.....	356
塩化シアン	359
2,4-D.....	359
2,4-DB.....	360
DDT およびその代謝物	361
ジアルキルスズ	362
1,2-ジブromo-3-クロロプロパン	363
1,2-ジブromoエタン.....	363
ジクロロ酢酸.....	364
ジクロロベンゼン(1,2-ジクロロベンゼン、1,3-ジクロロベンゼン、 1,4-ジクロロベンゼン)	365
1,1-ジクロロエタン	366
1,2-ジクロロエタン	367
1,1-ジクロロエチレン	367
1,2-ジクロロエチレン	368
ジクロロメタン.....	369
1,2-ジクロロプロパン	370
1,3-ジクロロプロパン	370
1,3-ジクロロプロペン	371
ジクロルプロップ	371
アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	372
フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	373

ジメトエート	374
1,4-ジオキサン	374
ジクワット	375
エチレンジアミン四酢酸	376
エンドスルファン	376
エンドリン	377
エピクロロヒドリン	378
エチルベンゼン	378
フェニトロチオン	379
フェノプロップ	380
フッ素	381
ホルムアルデヒド	383
グリホサートおよび AMPA	384
ハロゲン化アセトニトリル(ジクロロアセトニトリル、 ジブromoアセトニトリル、ブromokloroアセトニトリル、 トリクロロアセトニトリル)	385
硬度	387
ヘプタクロールおよびヘプタクロールエポキシド	388
ヘキサクロロベンゼン	389
ヘキサクロロブタジエン	389
硫化水素	390
無機スズ	391
ヨウ素	391
鉄	392
イソプロツロン	393
鉛	393
リンデン	395
マラチオン	396
マンガン	397
MCPA	398
メロプロップ	398
水銀	399

メキシクロール.....	400
メチルパラチオン.....	401
メチル- <i>tert</i> -ブチルエーテル.....	402
メラクロール.....	403
モリネート.....	403
モリブデン.....	404
モノクロ酢酸.....	404
モノクロベンゼン.....	405
MX.....	406
ニッケル.....	406
硝酸イオンおよび亜硝酸イオン.....	407
ニトリロ三酢酸.....	413
ニトロベンゼン.....	413
N-ニトロジメチルアミン.....	414
パラチオン.....	416
ペンディメタリン.....	416
ペンタクロロフェノール.....	417
石油製品.....	418
pH.....	419
2-フェニルフェノールおよびそのナトリウム塩.....	419
多環芳香族炭化水素.....	420
カリウム.....	421
プロパニル.....	422
セレン.....	423
銀.....	424
シマジン.....	425
ナトリウム.....	425
ジクロロイソシアヌル酸ナトリウム.....	426
スチレン.....	427
硫酸イオン.....	428
2,4,5-T.....	428

テルブチラジン	429
テトラクロロエチレン	430
トルエン	431
溶解性物質	431
トリクロロ酢酸	432
トリクロロベンゼン(総量)	433
1,1,1-トリクロロエタン	433
トリクロロエチレン	434
トリフルラリン	435
トリハロメタン(プロモホルム、プロモジクロロメタン、 クロホルム、ジプロモクロロメタン)	435
ウラン	438
塩化ビニル	439
キシレン	440
亜鉛	441
12.2 飲料水源および容器内の媒介生物駆除剤に使用される農薬	442
<i>Bacillus thuringiensis israelensis</i>	442
ジフルベンズロン	443
メトプレン	444
ノバルロン	445
ペルメトリン	445
ピリミホスメチル	446
ピリプロキシフェン	447
スピノサド	448
テメフォス	449
付録 1 ガイドライン関連文書	451
付録 2 引用文献	459
付録 3 化学物質総括表	484
付録 4 分析法および分析による達成度	490
付録 5 処理方法と性能	498

付録 6 放射性核種に関する関連情報	517
付録 7 飲料水水質ガイドライン第4版作成への貢献者	523
索引	537

まえがき

安全な飲料水へのアクセスは、健康にとって必須であり、基本的人権であって、健康保護のための有効な政策の一つである。

健康と開発のための水、衛生および保健衛生(Water, Sanitation and Hygiene)の重要性は、一連の国際的な政策を定める会議の成果に反映されている。例えば、1978年にアルマータ(カザフスタン、旧ソビエト連邦領)で開かれた国際プライマリーヘルスケア会議などの健康を主題とする会議、マルデルプラタ(アルゼンチン)で開かれた1977年の世界水会議—この会議によって1981～1990年の水供給と衛生の十年計画が実施されることになった—や、2000年の国連総会で採択されたミレニアム開発目標、2002年の持続可能な発展のためのヨハネスブルグ世界サミットの成果などの水を主題とする会議が含まれる。国連総会において、2005～2015年を「命の水(Water for Life)」国際活動年とすることが宣言された。最も新しいところでは、国連総会において、安全で清浄な飲料水および公衆衛生が、人生の豊かさ、および、その他すべての人権にとって不可欠な人権の一つとして宣言された。

安全な飲料水へのアクセスは、国および地域レベルにおいて、健康と開発に関わる問題として重要である。地域によっては、健康への悪影響と保健医療コストの減少分が、水供給と衛生処理のための投資コストを上回ることにより、正味の経済的便益がもたらされている。大規模な水供給施設から家庭内での水処理の様々な規模において、投資を上回る便益を示している。また、これまでの経験から、安全な水へのアクセスの改善は、都市域または農村域にかかわらず、特に貧困者層に対して恩恵を与えており、貧困撲滅戦略の有効な一助となっている。

世界保健機関(WHO)は、1958年、1963年および1971年に公表された従来のWHO飲料水国際基準を引き継ぐものとして、1983～1984年、1993～1997年および2004年の、3版にわたり飲料水水質ガイドライン(*Guidelines for drinking-water quality*)を公表してきた。1995年以来、逐次改訂プロセスを通してこのガイドラインは最新の状態に保たれ、それは、本ガイドライン作成の準備段階における主要事項についての専門家レビューはもちろん、それまでの版の情報に追加またはそれを更新する定期的な追補の公表につながっている

第4版作成プロセスをリードしたのは、WHO本部の水、衛生、保健衛生および健康ユニット(Water, Sanitation, Hygiene and Health Unit)であり、化学物質安全計画(Programme on Chemical Safety)が化学的有害因子について情報提供し、また、放射線および化学物質の安全性ユニット(Radiation and Environmental Health Unit)が放射線学的有害因子について情報提供した。加盟国との協議の上、WHOの全6地域事務局が参画した。

飲料水水質ガイドラインの本改訂版は、2004年に公表された第3版に、2006年に公表された第

3版への最初の追補、および2008年に公表された第3版への2回目の追補を統合したものである。本改訂版は、旧版のガイドラインおよび従来の国際基準に取って代るものである。

本改訂版ガイドラインでは、第3版で導入した、飲料水の水質を確保するための包括的な予防的リスク管理アプローチを含む、これまでの版で紹介してきた概念、アプローチおよび情報をさらに発展させている。本改訂版では次に掲げる事項を検討した。

- 必要最低限の手順や具体的なガイドライン値、および、その意図を含む飲料水の安全性。
- ガイドライン値などの本ガイドラインを導出する際に使用したアプローチ。
- 先進国および発展途上国のいずれにおいても、主要な関心事であり続ける微生物学的危害因子。微生物学的安全性確保への系統的アプローチの価値が、経験によって示されている。本改訂版は、水源保護の重要性に焦点を当て、多段バリアアプローチによる飲料水の微生物学的安全性確保についての第3版で導入した予防の原則に基づいている。
- 水温や降雨パターンの変化、および厳しく長期にわたる乾燥や洪水の増加をもたらす気候変動、ならびに、水管理戦略の一環として、これらの影響の管理の重要性を認識したうえでの、この変動と水質や水の安全性との関連性。
- 媒介生物駆除のために飲料水に使われる殺虫剤など、従来は考慮されなかった化学物質の情報を含む、飲料水における化学的汚染。新しい科学的知見を考慮した現行の化学物質ファクトシートの改訂。そして、場合によっては、新しい知見により、その優先度が低いと思われる場合、本ガイドラインでの扱いを削減した。
- ヒ素、フッ素、鉛、硝酸イオン、セレン、およびウランなどの、飲料水の曝露を通して、大規模な健康への影響を及ぼすこれらの重要な化学物質、地域における優先度や管理に関する手引きを含む。
- 飲料水の安全性確保における、多くの異なる利害関係者の重要な役割。本改訂版では、第3版で紹介された、飲料水の安全性確保における主要利害関係者の役割と責任について、議論をさらに進める。
- 雨水利用および管路に依らない供給もしくは二元給水システムなどの、従来のコミュニティ水供給または管理された水道とは違った状況に対する手引き。

本ガイドラインには一連の関連出版物が付属している。それらは、国際的に査読された、具体的な化学物質に対するリスク評価(付録2に掲載および、第12章で引用した基礎資料のリストを参照)、および、本ガイドラインの作成の科学的根拠を説明し、その実施に際してのグッドプラクティス(訳注:適正で優良な実務的な解決策、以下優良作業)の手引きを解説するその他の出版物(付録1参照)を含む。飲料水水質ガイダンス 第3巻—サーベイランスとコミュニティ水供給の制

御(1997年)では、コミュニティー水供給のサーベイランス、監視および水質評価における優良作業についての手引きが盛り込まれている。

本ガイドラインは、主として、水と健康に関わる規制担当者、政策担当者およびその助言者らによる国の基準策定の支援を目的として作成している。本ガイドラインおよびその関連文書は、その他の多くの人々によって、水質と健康および効果的な管理アプローチについての情報源としても使われている。

本ガイドラインは、飲料水質と健康の問題に関する国連組織の見解を、水に関わる 24 の国連機関および計画の調整機関である「UN-Water」(訳注:国連システム内での水と衛生に関わる各機関の集合体。WHO とユネスコが共同主幹事)が表したものとして認められている。

謝 辞

本第4版ガイドラインとその関連文書の作成には5年を超える歳月を費やし、先進国および発展途上国の様々な国から数百人の専門家の参画を得た。付録7に掲載した方々を含め、本第4版の作成に関わったすべての方々の貢献に対して、ここに深く感謝申し上げる。

とりわけ、本第4版飲料水水質ガイドラインの作成における下記作業グループのコーディネータの方々や、飲料水水質委員会他のメンバーの方々の働きは、極めて重要なものであった。

Dr F. Ahmed, バングラデシュ工科大学, バングラデシュ (小規模システム)

Dr I. Chorus, 連邦環境庁, ドイツ(水資源および水源保護)

Dr J. Cotruvo, Joseph Cotruvo & Associates/NSF International Collaborating Centre, 米国,
(飲料水の生成および配水に使われる材料および化学物質)

Dr D. Cunliffe, Department of Health, オーストラリア (公衆衛生)

Dr A.M. de Roda Husman, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM),
オランダ (ウイルスとリスク管理)

遠藤卓郎博士, 厚生労働省, 日本 (寄生虫)

Mr J.K. Fawell, 独立顧問, 英国 (自然由来および産業による汚染ならびに農薬)

Ms M. Giddings, カナダ保健省, カナダ (消毒剤および消毒副生成物)

Dr G. Howard, 英国高等弁務官事務所, インド (監視および評価)

Mr P. Jackson, WRc-NSF Ltd, 英国 (化学物質—実際の観点)

Dr S. Kumar, マラヤ大学, マレーシア (原虫とリスク管理)

国包章一教授, 静岡県立大学環境科学研究所, 日本 (水道の維持管理ネットワーク)

眞柄泰基教授, 北海道大学, 日本 (分析的観点)

Dr A.V.F. Ngowi, Muhimbili University of Health and Allied Sciences, タンザニア連合共和国
(農薬)

Dr E. Ohanian, 米国環境保護局, 米国 (消毒剤および消毒副生成物)

Dr C.N. Ong, シンガポール国立大学, シンガポール (新しい化学的有害因子)

Mr O. Schmoll, 連邦環境庁, ドイツ (水安全計画能力構築および監視)

Professor M. Sobsey, University of North Carolina, 米国 (リスク管理)

WHOのコーディネータはWHO本部のB. Gordon氏であり、オーストラリアの国立保健医療研究評議会からP. Callan氏の支援を受けた。C. Vickers 女史とA. Tritscher博士は、WHO本部に

て化学物質リスク評価国際プログラムにおいて重要な調整役を果たした。M. Perez 博士は WHO 本部の放射能と環境衛生プログラムに貢献した。WHO 本部の農薬評価計画の M. Zaim 博士は公衆衛生という目的の観点から、飲料水に混入した農薬に関する情報を提供した。WHO 本部の水、衛生、保健衛生および健康ユニットのコーディネータ(初めは Jamie Bartram、2009 年から Robert Bos)は全行程を通して、戦略的な方向性を示した。

P. Ward 女史は、レビューや出版の工程全体を通して、非常に重要な事務的支援を行った。カナダ国オタワの M. Sheffer 女史は科学的な立場から本書の編集の責任者であった。

本ガイドラインの作成にあたり、様々な国から多くの人が貢献した。本書の作成準備に貢献した全ての方々、特に査読や公開の場でのコメントにご協力いただいた皆様のご尽力に深謝する。

次に掲げる各機関からの寛大なる経済的・技術的支援には、心から感謝を表したい。オーストラリア国際開発庁、カナダ保健省、ドイツ国連邦保健省、日本国厚生労働省、シンガポール国環境水資源省、および米国環境保護局。

本文中で用いている頭字語および略語

2,4-D	2,4-dichlorophenoxyacetic acid	2,4-ジクロロフェノキシ酢酸
2,4-DB	2,4-dichlorophenoxybutyric acid	2,4-ジクロロフェノキシ酪酸
2,4-DP	dichlorprop	ジクロルプロップ
2,4,5-T	2,4,5-trichlorophenoxy acetic acid	2,4,5-T(トリクロロフェノキシ酢酸)
2,4,5-TP	2,4,5-trichlorophenoxy propionic acid	2,4,5-トリクロロフェノキシプロピオン酸
AAS	atomic absorption spectrometry	原子吸光光度法
Absor	absorptiometry	吸光光度法
ADI	acceptable daily intake	許容一日摂取量
AES	atomic emission spectrometry	原子発光分光分析法
AIDS	acquired immunodeficiency syndrome	後天性免疫不全症候群
AMPA	aminomethylphosphonic acid	アミノメチルホスホン酸
ARfD	acute reference dose	急性参照用量
BDCM	bromodichloromethane	ブロモジクロロメタン
BMD	benchmark dose	ベンチマーク用量
BMDL	lower confidence limit on the benchmark dose	ベンチマーク用量における下側信頼限界
BTEX	benzene, toluene, ethylbenzene and xylenes	ベンゼン、トルエン、エチルベンゼンおよびキシレン
Bti	<i>Bacillus thuringiensis israelensis</i>	バチルス(<i>Bacillus thuringiensis israelensis</i>)
bw	body weight	体重
CAS	Chemical Abstracts Service	ケミカルアブストラクトサービス
Col	colorimetry	比色分析
CSAF	chemical-specific adjustment factor	化学物質別調整係数
Ct	product of disinfectant concentration and contact time	消毒剤濃度と接触時間の積
DAEC	diffusely adherent <i>E. coli</i>	分散接着性大腸菌
DALY	disability-adjusted life-year	障害調整生存年数
DBCM	dibromochloromethane	ジブロモクロロメタン
DBCP	1,2-dibromo-3-chloropropane	1,2-ジブロモ-3-クロロプロパン
DBP	disinfection by-product	消毒副生成物
DCA	dichloroacetic acid	ジクロロ酢酸
DCB	dichlorobenzene	ジクロロベンゼン

DCP	dichloropropane	ジクロロプロパン
DDT	dichlorodiphenyltrichloroethane	ジクロロジフェニルトリクロロエタン
DEHA	di(2-ethylhexyl)adipate	アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル
DEHP	di(2-ethylhexyl)phthalate	フタル酸ジ-2-エチルヘキシル
DNA	deoxyribonucleic acid	デオキシリボ核酸
EAAS	electrothermal atomic absorption spectrometry	電気加熱原子吸光光度法
EAEC	enteroaggregative <i>E. coli</i>	腸管凝集性大腸菌
ECD	electron capture detector	電子捕獲型検出器
EDTA	ethylenediaminetetraacetic acid; edetic acid	エチレンジアミン四酢酸
EHEC	enterohaemorrhagic <i>E. coli</i>	腸管出血性大腸菌
EIEC	enteroinvasive <i>E. coli</i>	腸管組織侵入性大腸菌
ELISA	enzyme-linked immunosorbent assay	酵素結合免疫測定法
EPEC	enteropathogenic <i>E. coli</i>	腸管病原性大腸菌
ETEC	enterotoxigenic <i>E. coli</i>	腸管毒素原性大腸菌
FAAS	flame atomic absorption spectrometry	フレイム原子吸光光度法
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations	国連食糧農業機関
FD	fluorescence detector	蛍光検出器
FID	flame ionization detector	水素炎イオン化検出器
FPD	flame photodiode detector	炎光光度検出器
GAC	granular activated carbon	粒状活性炭
GC	gas chromatography	ガスクロマトグラフ法
GL	guidance level (used for radionuclides in drinking-water)	ガイダンスレベル(飲料水中の放射性核種について用いられる)
GV	guideline value	ガイドライン値
HAA	haloacetic acid	ハロ酢酸
HAV	hepatitis A virus	A型肝炎ウイルス
HCB	hexachlorobenzene	ヘキサクロロベンゼン
HCBD	hexachlorobutadiene	ヘキサクロロブタジエン
HCH	hexachlorocyclohexane	ヘキサクロロシクロヘキサン
HEV	hepatitis E virus	E型肝炎ウイルス
HIV	human immunodeficiency virus	ヒト免疫不全ウイルス
HPC	heterotrophic plate count	従属栄養細菌数
HPLC	high-performance liquid chromatography	高速液体クロマトグラフ法
IARC	International Agency for Research on Cancer	国際がん研究機関

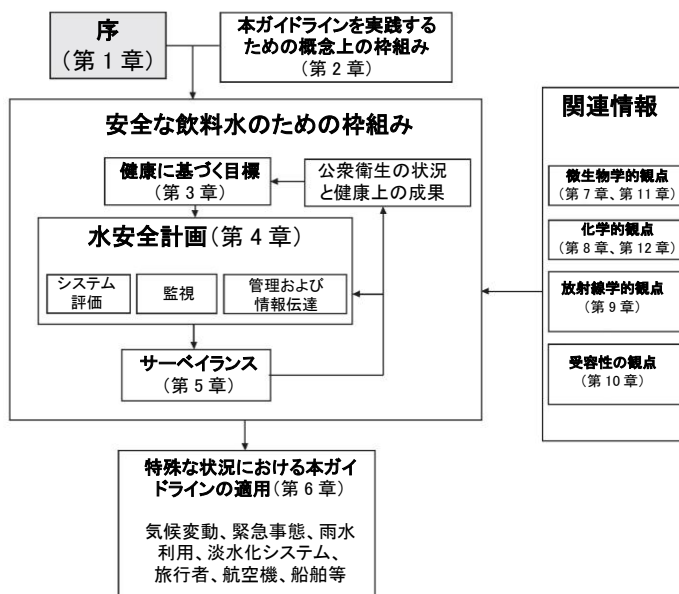
IC	ion chromatography	イオンクロマトグラフ法
ICP	inductively coupled plasma	誘導結合プラズマ(分析法)
ICRP	International Commission on Radiological Protection	国際放射線防護委員会
IDC	individual dose criterion	個人線量基準
IPCS	International Programme on Chemical Safety	国際化学物質安全性計画
IQ	intelligence quotient	知能指数
ISO	International Organization for Standardization	国際標準化機構
JECFA	Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives	FAO/WHO 合同食品添加物専門 家会議
JMPR	Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues	FAO/WHO 合同残留農薬専門家 会議
LC	liquid chromatography	液体クロマトグラフ法
LOAEL	lowest-observed-adverse-effect level	最小毒性量
LRV	log ₁₀ reduction value	対数減少値
MCB	monochlorobenzene	モノクロロベンゼン
MCPA	4-(2-methyl-4-chlorophenoxy)acetic acid	4-(2-メチル-4-クロロフェノキシ)酢 酸
MCPB	2,4-MCPB; 4-(4-chloro- <i>o</i> -tolylxy)butyric acid; 4-(4-chloro-2-methylphenoxy)butanoic acid	4-(4-クロロ- <i>o</i> -トリルオキシ)酪酸; 4- (4-クロロ-2-メチルフェノキシ)酪酸
MCPP	2-(2-methyl-chlorophenoxy) propionic acid; mecoprop	2-(2-メチル-クロロフェノキシ)プロピ オン酸;メコプロップ
MMT	methylcyclopentadienyl manganese tricarbonyl	メチルシクロペンタジエニルマンガ ントリカルボニル
MS	mass spectrometry	質量分析法
MTBE	methyl tertiary-butyl ether	メチル- <i>t</i> -ブチルエーテル
MX	3-chloro-4-dichloromethyl-5-hydroxy-2 (5H)-furanone	3-クロロ-4-ジクロロメチル-5-ヒドロキ シ-2(5H)-フラノン
NDMA	<i>N</i> -nitrosodimethylamine	<i>N</i> -ニトロソジメチルアミン
NOAEL	no-observed-adverse-effect level	無毒性量
NOEL	no-observed-effect level	無影響量
NTA	nitritotriacetic acid	ニトリロ三酢酸
NTP	National Toxicology Program (USA)	米国国家毒性プログラム
NTU	nephelometric turbidity unit	NTU 濁度単位
PAC	powdered activated carbon	粉末活性炭
PAH	polynuclear aromatic hydrocarbon	多環芳香族炭化水素

PCP	pentachlorophenol	ペンタクロロフェノール
PCR	polymerase chain reaction	ポリメラーゼ連鎖反応
PD	photoionization detector	光イオン化検出器
PMTDI	provisional maximum tolerable daily intake	暫定最大耐容一日摂取量
PPA	protein phosphatase assay	プロテインホスファターゼアッセイ
PT	purge and trap	パージトラップ
PTDI	provisional tolerable daily intake	暫定耐容一日摂取量
PTMI	provisional tolerable monthly intake	暫定耐容月間摂取量
PTWI	provisional tolerable weekly intake	暫定耐容週間摂取量
PVC	polyvinyl chloride	ポリ塩化ビニル
QMRA	quantitative microbial risk assessment	定量的微生物リスク評価
RNA	ribonucleic acid	リボ核酸
SI	Système international d'unités (International System of Units)	国際単位系
SODIS	solar water disinfection	太陽光による飲料水の消毒
sp.	species (singular)	種(単数)
spp.	species (plural)	種(複数)
subsp.	subspecies (singular)	亜種(単数)
TBA	terbutylazine	テルブチラジン
TCB	trichlorobenzene	トリクロロベンゼン
TCU	true colour unit	真色度
TD ₀₅	tumorigenic dose ₀₅ , the dose associated with a 5% excess incidence of tumours in experimental animal studies	腫瘍発生用量-05、動物実験において過剰腫瘍発生率が5%となる用量
TDI	tolerable daily intake	耐容一日摂取量
TDS	total dissolved solids	溶解性物質
THM	trihalomethane	トリハロメタン
TID	thermal ionization detector ; total indicative dose	熱イオン化検出器、総線量
TPH	total petroleum hydrocarbons	全石油系炭化水素
UF	uncertainty factor	不確実係数
UN	United Nations	国際連合
UNICEF	United Nations Children's Fund	国連児童基金
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation	原子放射線の影響に関する国連科学委員会
USA	United States of America	アメリカ合衆国
UV	ultraviolet	紫外線

UVPAD	ultraviolet photodiode array detector	紫外線フォトダイオードアレイ検出器
WHO	World Health Organization	世界保健機関
WHOPES	World Health Organization Pesticide Evaluation Scheme	WHO 農薬評価計画
WSP	water safety plan	水安全計画
YLD	years of healthy life lost in states of less than full health,(i.e., years lived with a disability)	障害損失余命
YLL	years of life lost by premature mortality	疾病損失余命

第1章 序

この「飲料水水質ガイドライン」の主な目的は、公衆衛生の保護にある。本ガイドラインは、飲料水の安全性を損なうおそれのある危害因子によるリスクを管理するための世界保健機関（WHO）の勧告である。本勧告は、係る危害因子に対する廃棄物、大気、食品、および消費財などの他の曝露源による、リスクを管理とするという観点で考察されるべきである。



1.1 一般的考察と原則

水は人が生きるために不可欠であり、満足な（豊富で、安全で、しかも容易にアクセスできる）水の供給は、すべての人々が享受できるものでなければならない。安全な水へのアクセスの改善は、健康に明らかな便益をもたらす。可能な限り安全な飲料水を達成するよう、あらゆる努力が払われるべきである。

本ガイドラインにおいて定義される安全な飲料水とは、人の成長段階に応じて感受性は異なるがそのことも含めて、一生涯を通じて飲み続けても、重大な健康リスクがもたらされないことを示すものである。水系感染症のリスクに最も強くさらされているのは、乳幼児、衰弱している人、および老人であり、特に彼らが不衛生な条件の下で生活している場合である。水系疾病にかかるリスクがあるとされる人は、水系病原体への曝露から守るために飲料水を煮沸するなどの追加措置が必要になるかもしれない。

安全な飲料水は、飲用、調理への使用、個々人の衛

飲料水の汚染に関わる疾病は、人の健康にとって大きな負担である。飲料水水質を改善するための介入は健康に大きな便益をもたらす。

生を含めて、家庭での通常のあらゆる利用に必要なものである。本ガイドラインは、パック水や人が消費する氷にも適用できる。しかし、人工透析、コンタクトレンズ洗浄などの特殊な目的や、食品製造、医療用などの目的には、より良質な水が必要とされる。本ガイドラインは、水生生物の保護、ある種の産業利用などに対しては適用できない。

本ガイドラインは、水中の危害因子の制御を通じた、飲料水供給の安全性確保のためのリスク管理戦略の作成とその実施の支援をねらいとしている。これらの戦略には、本ガイドラインに示した科学的根拠に基づいて策定される国あるいは地域の基準が含まれる。本ガイドラインでは、消費者の健康を守るための合理的な最低限の安全性確保作業について記し、水中の成分または水質指標に関して数値で表した「ガイドライン値」を導き出している。義務として守るべき限界を定めるにあたっては、本ガイドラインを、地域または国ごとの環境、社会、経済および文化などの条件に合わせて考えることが望ましい。本ガイドラインは、また、食品の汚染の管理など、衛生、その他の戦略を含む総合的な健康の保護のための戦略の一部として扱うべきである。この戦略は通常、地域の要求や状況に対応するために、本ガイドラインを採用する立法や規制の枠組みの中に組み込まれる(2.6も参照)。

飲料水質の国際基準の採用を進めようとする主な理由は、国の基準および規則の策定においてリスク－便益アプローチ(定性的であれ定量的であれ)を用いることが有利だからである。さらに、本ガイドラインは、集水域から消費者に至る安全のための統合的予防管理の枠組を促進するために利用されることが最も望ましい。本ガイドラインは、各国政府がそれぞれの状況に適した飲料水規則や基準を策定するための科学的出発点となるものである。基準および規則の策定に際しては、限られた資源が、公衆衛生にとってそれほど重要でない物質についての基準策定や監視にまで、不必要に割かれることのないよう注意しなければならない。本ガイドラインにおけるアプローチは、直ちに実施・施行することができて、公衆衛生の保護に寄与する国の基準および規則につながるよう意図したものである。

飲料水基準の特性や形式は国や地域によって大いに異なる。普遍的に適用できる単一のアプローチなどは存在しない。基準の策定と実施に当たっては、水、健康および地方政府に関わる現行法令、ならびに計画中の法令を考慮に入れること、および、各国の監視当局の能力を評価することが不可欠である。ある一つの国または地域でうまくいくアプローチが、他の国または地域にそのまま移せるとは限らない。規制の枠組みを策定するに際して、それぞれの国がニーズと能力を再検討することが不可欠である。

安全性—もしくは、特殊な状況下での許容可能なリスクレベル—の判定は、社会が全体として役割を果たさなければならない事柄である。ガイドラインまたはガイドライン値のある部分を、国または地方の基準として採用することによって得られる便益が、それに関わるコストを正当化するものであるかどうかは、各国が最終的に判断するべきである。

本ガイドラインでは、生涯にわたって摂取し続けることができる水の質について述べているが、ガイドライン値を含めた本ガイドラインの策定は、飲料水質が勧告レベルにまで損なわれてもかまわないということを意味するものでは決していない。実際に、飲料水質をできる限り高いレベルに維持するよう、常に努力が払われなければならない。

飲料水の安全性向上を目的とした資源割り当てに当たっては、健康に基づく長期水質目標へ向かっての段階的改善という考え方が重要である。最も緊急の課題(例えば、病原体からの防護については1.1.2参照)に取り組むための優先順位は、その先の水質向上に関する長期目標ともつながっているであろう(例えば、飲料水の臭味および外観に関する受容性改善については1.1.6参照)。

長期的な視野に立ち、健康に基づく目標に向けた段階的な改善が、飲料水改善のための資源配置における重要な考え方である。

1.1.1 安全な飲料水のための枠組み

飲料水の安全性確保のための基本必須要件は、適格な保健官署によって策定された健康に基づく目標、十分かつ適切に管理されたシステム(満足な基盤施設、適切な監視および効果的な計画と管理)および独立したサーベイランスのシステムから成る安全な飲料水に関しての「枠組み」である。

飲料水供給に対するリスク評価とリスク管理への総合的アプローチは、その安全性に対する信頼を高める。このアプローチは、飲料水供給の全過程—集水域とその原水から消費者まで—を通したリスクの系統的な

評価、ならびに、制御手段が効果的に機能していることの確認方法を含めて、これらのリスクを管理する方策を明確化する。それは、混乱状態や故障への対処を含めた、日常の水質管理を行う上での戦略を組み入れたものとなる。

1999年ストックホルムにおいて、飲料水、排水、およびリクレーション水域における今後のガイドラインはリスク評価、リスク管理オプション、および曝露管理の要素を統合し、品質目標(関連文書「水質—ガイドライン、基準、および健康：水に由来する感染症のリスク評価およびリスク管理(Water quality-Guidelines, standards and health)」(付録1を参照)を組み込んだ単一の枠組みとすることが合意された。この方針により、リスク評価そのものは目標ではなく、むしろ判断材料となるものである。安全な飲料水および規則、政策、ならびにプログラムに対する推奨アプローチの枠組みは、ストックホルム・フレームワークとして知られるこの総合的な枠組みに基づくものであ

この点で、より長期にわたる厳しい干ばつや、洪水につながるより激しい降雨という形で、気候の変動は水質および水量に影響を与えかねず、飲料水供給への悪影響を最小にするための計画や管理が必要となる。気候変動は、飲料水供給に対する大きな課題となる都市の継続的な成長などの人口動態の変化とも合わせて考慮する必要がある。

安全な飲料水への取り組みの支援に際し、本ガイドラインは、微生物学的観点(第7章、第11

章)、化学的観点(第8章、第12章)、放射線学的観点(第9章)、および受容性の観点(第10章)などの関連情報を整理し提供するものである。図1.1は、飲料水の安全を確保する本ガイドラインの各章間の関連の概要を示すものである。

本ガイドラインは、大規模首都圏や小規模コミュニティの管路による飲料水システムから、コミュニティや管路によらない戸別の飲料水システムにまで適用可能である。また、本ガイドラインは、建築物、旅行者および水の輸送を含めた特殊な状況(第6章)にも適用できる。

1.1.2 微生物学的観点

飲料水供給の微生物学的安全性確保は、集水域から消費者までを通した飲料水の汚染防止、または、健康障害のないレベルまでへの汚染低減を目的とした多段バリアの使用が基本である。水質を維持し、汚染を防ぐための水源の保護、一連の浄水処理段階の適切な選択と運転および(管路によるか否かにかかわらず)配水システムの管理を含む、多段バリアが適切に配置されていれば安全性は高まる。水源への病原体の侵入を阻止または低減し、浄水処理プロセスにおける病原体除去への依存度の軽減を主眼とした管理を行うことがより良い戦略である。

一般に、最大の微生物学的リスクは、ヒトまたは(鳥を含む)動物の糞便によって汚染された水の摂取に関係している。糞便は、病原性を有する細菌、ウイルス、原虫および蠕虫の源となる。

糞便由来の病原体は、健康に基づく微生物学的安全性の目標設定における主な関心事である。微生物学的水質は、しばしば急速にそして大きく変化する。病原体濃度の短期的ピークは、感染症リスクを著しく増大させたり、水系感染症発生の誘因となったりすることがある。しかも、微生物汚染が検出されるまでに、多数の人々が曝露を受けることがある。従って、水の微生物学的安全性を判定は、たとえその頻度が高くとも最終的な水質の検査だけに依存することはできない。

健康影響をもたらすおそれのある微生物汚染の制御は、常に最も重要であり、いかなる事情があってもおろそかにしてはならない。

飲料水の安全性を常に確保し、それによって公衆衛生を保護するためには、水の安全に関する枠組み、ならびに、総合的な水安全計画の実施に対して、特に留意しなければならない(第4章参照)。

飲料水の安全性確保に問題があった場合、コミュニティを腸管系感染症などの発生リスクにさらすことになる。水系感染症の発生は、多数のそして潜在的にコミュニティの大部分の人々に同時感染をもたらすので、特に避けなければならない。

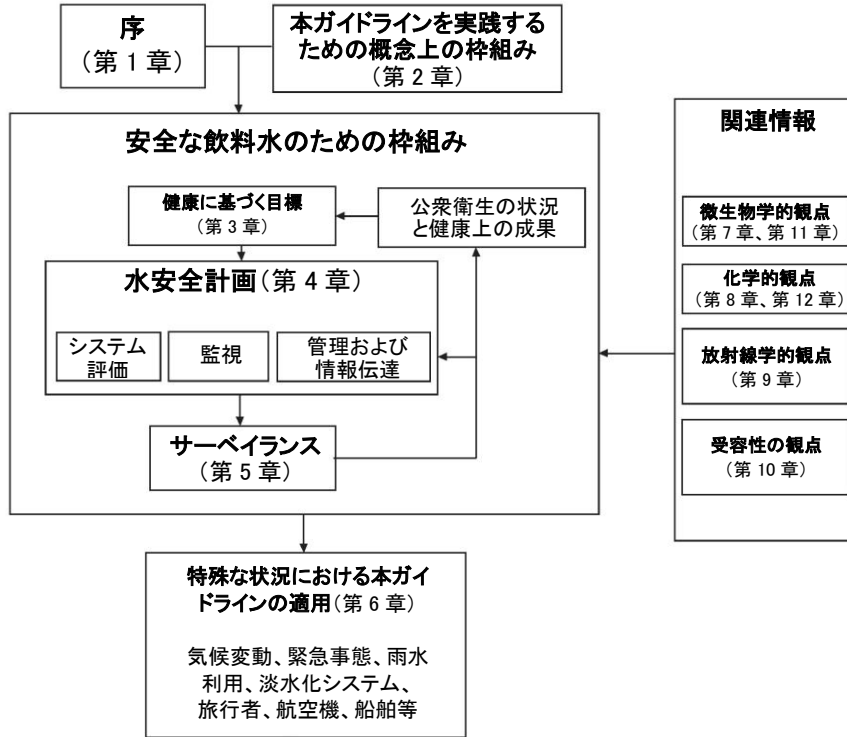


図 1.1 飲料水の安全を確保するための、本飲料水水質ガイドラインの各章間の関連

糞便に由来する病原体以外の微生物学的危害因子、例えば、メジナ虫 (*Dracunculus medinensis*)、有毒シアノバクテリアおよびレジオネラなども、特殊な状況下では公衆衛生上重要である。

水は感染性微生物の非常に重大な供給源となるが、水系感染症の多くは、ヒト-ヒト接触、食品の摂取、および小滴やエアロゾルを含めた他の経路によっても伝播される。状況によるが、水系による発生が認められない場合、これらの感染経路は水系伝播に比べてより重要な経路となることがある。

水質の微生物学的観点については、第7章でより詳細な考察が述べられており、また、第11章で特定の微生物に関するファクトシートが示されている。

1.1.3 消毒

消毒は、安全な飲料水を供給する上で極めて重要である。病原微生物の駆除は必須であり、そのために塩素など反応性を有する化学薬品がごく一般に用いられる。

消毒は浄水処理における多くの病原体(とりわけ細菌)への効果的なバリアであり、地表水や糞便汚染を受ける地下水に対して行われなければならない。残留消毒は、低レベルの汚染や配水

システムにおける増殖に対する部分的な予防のために行われる。

糞便汚染を受ける飲料水供給の化学薬品による消毒は、疾病リスクの全体的な低下をもたらすが、必ずしも給水の安全をもたらすものではない。例えば、飲料水の塩素消毒は、病原性原虫一特にクリプトスポリジウム—やある種のウイルスに対しては限界がある。消毒効果は、フロックや懸濁物質に取り込まれている病原体に対しても、これらが病原体を消毒剤の作用から保護するため満足でないことがある。高濁度は、微生物を消毒作用から守り、細菌の増殖を促し、塩素要求量を著しく増加させる。

微生物汚染の防止とその除去のための消毒を組み合わせた貯水および配水過程における防護のほか、原水保護および適切な浄水処理プロセスを含めた多段バリアを利用する中で総合管理戦略を実践することが不可欠である。浄水処理において消毒剤を使用すると、通常、副生成物が生成される。しかし、これらの副生成物による健康リスクは、不十分な消毒に伴うリスクに比べると極めて小さいので、このような副生成物の制御を理由に消毒効果がないがしろにすることは許されない。

消毒副生成物の制御を理由に消毒を
ないがしろにしてはいけない。

例えば塩素のような消毒剤は、飲料水の消毒剤として監視や制御が容易に行えるので、塩素消毒を行っているときは頻繁に監視することを勧める。

飲料水の消毒については、第7章および付録5でより詳細な考察が述べられており、また、第12章で特定の消毒剤および消毒副生成物に関するファクトシートが示されている。

1.1.4 化学的観点

飲料水中の化学成分に関わる健康上の問題は、微生物汚染に関わる健康上の問題と異なっており、化学成分に対する長期曝露の結果として健康影響が引き起こされることに主として起因している。飲料水供給を介した大規模な汚染事故の場合を除けば、1回の曝露が健康被害につながるような水中の化学成分はわずかしかない。しかも、経験的に、そのような事故の場合、すべてではないがその多くでは、不快な臭味や外観のために水が飲めるような状態ではない。

明らかに水に関わる健康問題の大部分は微生物(細菌性、ウイルス性、原虫、または他の生物学的)汚染の結果である。にもかかわらず、かなりの数の重大な健康問題が飲料水中への化学物質汚染の結果として発生しているかもしれない。

短期曝露によって健康が損なわれるようなおそれがない場合には、化学成分を除去するための高価な浄水処理施設を整備するよりは、むしろ汚染源の発見とその除去といった改善措置に利用可能な資源を集中させることが、しばしば最も効果的である。飲料水中に検出される化学物質には多くのものがあるが、どのような状況の場合であっても、健康上直ちに問題となるような物質は二、三のものに限られる。飲料水中の化学的汚染物質に関する監視や改善措置への優先度を決めるに当たっては、健康上ほとんどまたは全く問題にならないような物質に、乏しい資源が

不必要に振り向けられることがないようにしなければならない(付録1の関連文書「飲料水の化学的安全性(*Chemical safety of drinking-water*)」参照)。

総摂取量に対する飲料水の寄与が、疾病を予防する上で重要な要因となる化学物質は限られている。その一例は、う歯に対する保護をする上での飲料水中のフッ素の効果である。本ガイドラインでは、飲料水中の化学物質について最低限の望ましい濃度を定めてはいない。

ガイドライン値は、飲料水中の多くの化学物質について導き出されている。ガイドライン値は、通常、生涯を通して摂取した場合でも重大な健康リスクを及ぼさない濃度を示している。多くの暫定ガイドライン値は、実際の浄水処理能力や分析の可能性に基づいて定められている。これらの場合、ガイドライン値は健康に基づいて求められた値に比べて高い。

飲料水質の化学的観点については、第8章でより詳細な考察が述べられており、また、第12章で特定の化学物質に関するファクトシートが示されている。

1.1.5 放射線学的観点

飲料水中の自然由来の放射性核種の存在に関わる健康影響は、その放射性核種への総曝露量に対する寄与が通常は非常に小さいが考慮しておく必要がある。

飲料水中の個々の放射性核種について、公式なガイドライン値は設定されていない。むしろ、アプローチとしては、飲料水の全 α ・全 β 線量のスクリーニングに基づくものである。スクリーニング値を超える放射能が見出されても、そのことが直ちに健康リスクを示すわけではないが、それをきっかけに、地域の状況を考慮に入れながら、その原因となっている放射性核種や潜在的なリスクを突き止めるなど、さらに調査を進めるべきである。

本ガイドラインで勧告している放射性核種のガイダンスレベルは、事故による放射性物質の環境中への放出といった緊急時の飲料水の汚染には適用できない。

飲料水の放射能の観点については、第9章でより詳細な考察が述べられている。

1.1.6 受容性の観点: 臭味および外観

水には、大多数の消費者が不快を感じるような味や臭いがあってはならない。

飲料水質の消費者による評価は、感覚に依存することが多い。水の微生物学的、化学的および物理的成分はその外観、臭いもしくは味に影響を及ぼし、消費者はこれらに基づいて水質と水の受容性を評価する。これらの物質は直接的な健康影響をまず有しないが、著しく濁った水、著しく色の付いた水あるいは不快な味や臭いのある水は、消費者によって安全でないと思われ、受け入れられないであろう。極端な場合、消費者は、安全であっても見かけ上受け入れがたい飲料水を避けて、必ずしも安全と言えなくても見かけ上より快適な水源を好むことがある。それゆえ、飲料水供給について評価し、規制や基準を策定する際には、消費者の考え方をよく知って、健康に関連するガイドライン値と外観に関するクライテリアのいずれをも考慮に入れておくことが賢明であ

る。

飲料水供給で外観、味もしくは臭いが通常と異なる場合には、水源水質の変化や、浄水処理プロセスの欠陥を示すものと考えて調査しなければならない。

飲料水質の受容性については、第10章でより詳細に考察する。

1.2 飲料水の安全管理における役割と責任

予防管理は飲料水の安全性確保のための望ましいアプローチであり、集水域および水源から消費者による使用に至るまで、飲料水供給の諸特性を考慮に入れたものでなければならない。飲料水質管理に関わる多くの観点は、しばしば飲料水供給事業者の直接の責任範囲を越えており、水循環に関係するその地域に責任を有する機関が水質管理に関わることを保証するためには、多機関による協調的アプローチを欠くことができない。一例を上げれば、それは、集水域や原水に飲料水供給事業者の権限が及ばない場合である。監視と必要事項に関する報告、緊急時における対応計画、情報伝達方法など、飲料水質管理の他の要素に関しては、他機関との協議が必要である。

すべての関連機関が連携しての予防的統合管理アプローチは、飲料水の安全確保のための望ましいアプローチである。

飲料水供給事業者の判断や活動に影響を与える、または、それによって影響を受ける主な利害関係者は、適宜、その計画や管理活動につき調整を図ることが求められる。利害関係者には、例えば、健康および資源管理機関、消費者、業界、管工事事業者などが含まれる。適切なメカニズムと文書化によって、利害関係者の委任と関与を取り付けることが必要である。

1.2.1 サーベイランスと品質管理

公衆衛生を保護するために、サービス提供者と公衆衛生保護のための独立した監督機関（「飲料水供給のサーベイランス」）との役割と責任を、区別したアプローチが有効であることが示されている。

従って、飲料水供給サービスの維持管理と改善のための組織体制づくりにおいては、サーベイランス担当機関と水供給事業者それぞれの重大な相補的役割を考慮しておかなければならない。サーベイランスと水質管理の二つの機能は、これらを一つにした場合には利害が衝突するので、それぞれ別の独立した機関によって行わせることによってその効果が最も発揮される。その場合、

飲料水供給事業者は、いかなる場合においても、自らが供給する水の品質と安全性に責任を負っている。

- 国の機関は、水供給事業者が定められた義務を満たすよう、目標、基準、法令などの枠組みを提供する。

第1章 序

- 消費者への水供給に携わる事業者は、その手段の如何にかかわらず、その事業者によるシステムが安全な水を送ることができ、またそのことを日常的に達成し得ていることを保証し、検証することが、求められるようにすべきである。
- サーベイランス機関は、安全性ならびに検証試験に関するあらゆる観点からの定期的な査察を通じて、独自の(外部からの)サーベイランスに責任を持つ。

実際には、サーベイランス機関と飲料水供給事業者との間には、必ずしも明確な責任分担は認められないかも知れない。場合によっては、専門組織、政府組織、非政府組織および民間組織がカバーする範囲は、上記よりもより広くて複雑かも知れない。既存の枠組みがどうであれ、水安全計画の実施、水質管理とサーベイランス、データの照合と要約、結果の報告と発信および是正措置の実施のための、明確な戦略と構造を開発することが重要である。説明責任と情報伝達についての明確な道筋は不可欠である。

サーベイランスは、飲料水に関わる潜在的な健康リスクを確認して評価するための調査活動である。サーベイランスは、飲料水供給の水質、水量、アクセスの容易さ、供給範囲(すなわち、信頼し得るアクセスを有している人口)、経済的負担能力および連続性(これらは「サービス指標」と呼ばれる)の改善を促進することによって、公衆衛生の保護に寄与するものである。サーベイランス機関は、水供給事業者がその義務を履行しているかどうかを判断する権限を有していなければならない。

飲料水質のサーベイランスは、「継続的で怠りのない公衆衛生の評価と、飲料水供給の安全性および受容性の再吟味」(WHO, 1976)として定義される。

大抵の国では、飲料水供給サービスのサーベイランスに責任を有している機関は、保健(または公衆衛生)省およびその地方または部門の部署である。国によっては、環境保護機関であることもあるし、また、地方政府の環境保健部署が何らかの責任を有していることもある。

サーベイランスには、監査、分析、衛生査察、および組織やコミュニティーなどの観点を含めた系統的な調査計画が必要とされる。サーベイランスは、水源と集水域内活動、導水施設、浄水施設、貯水施設および(管路によるか否かにかかわらず)配水施設を含めた、飲料水システム全体をカバーするものでなければならない。

問題を予防し、欠陥を是正するための迅速な行動を保証することは、サーベイランス計画の一つのねらいであるべきである。ときには、基準に適合させるよう促し、それを保証させるために、罰則を科すことが必要となることがある。そのため、サーベイランス機関は、強力で強制力のある法令によって担保されなければならない。一方、サーベイランス機関は、罰則を科すことを最後の手段としつつ、事業者と前向きで協力的な関係を築くことが重要である。

サーベイランス機関は、公衆衛生を脅かすおそれがある微生物汚染が検出されたときに、水の煮沸やその他の手段を水供給事業者に強制的に勧告させる権限を、法律により担保する必要がある。

1.2.2 公衆衛生官署

公衆衛生保護を効果的に支援するため、国の公衆衛生担当機関は通常次の4分野の活動を行う。

- 1) **健康状態とその動向に関するサーベイランス**。集団発生の検知と調査を含む。これらは一般に国の機関が直接行うが、ときによって地方機関を通して行うこともある。
- 2) 飲料水に関する**規範および基準**の策定。国の公衆衛生官署は、多くの場合、水供給に関する規範策定に主たる責任を負っており、これには、水質目標、運転管理と安全性に関する目標および直接に指定された必要事項(例えば、浄水処理など)が含まれる。規範に関する活動には、水質だけにとどまらず、例えば、飲料水の生産と供給に用いる材料および薬品に関する規制と認可(8.5.4参照)や、給水装置工事などの分野に関する最低基準の策定(1.2.10参照)などが含まれる。しかも、これらは常に一定したものではない。なぜなら、技術および利用可能な材料(例えば、給水用具および浄水処理プロセスなど)の面で飲料水供給の実務に変化があれば、それに応じて健康上の優先度や対応も変化するからである。
- 3) 特に保健政策および統合的水資源管理(1.2.4参照)など、**より広範な政策展開**における健康面からの代表的な役割。健康保護の観点から、飲料水供給の拡張と改善に係る資源充当を支持する役割が求められることが多く、他よりも優先して飲料水ニーズの充足を第一に要求する活動に関与したり、利害関係の解決に寄与することもある。
- 4) 他の地方機関(例えば、地方自治体など)を通じて、または補完的組織(例えば、地方環境衛生行政担当機関など)のガイダンスによる、飲料水供給サーベイランスに関する**直接行動**。これらの役割は、国と地方の組織と責任によって大いに異なる。地方官署自体がコミュニティー水供給事業を担う場合も多い。

公衆衛生サーベイランス(すなわち、健康状態とその動向に関するサーベイランス)は、飲料水の安全性の検証に寄与する。サーベイランスでは、飲料水に限らず、様々な汚染源に由来する病原微生物に曝露した可能性がある集団全体の疾病が考慮される。国の公衆衛生担当官署は、例えば症例対照症例対照、コホートまたは介入研究を通して、疾病におけるリスク要因としての水の役割につき評価したり、あるいは直接研究したりすることもある。公衆衛生サーベイランスチームは、都市や農村の保健センターにおける場合と同様に、一般に国および地方レベルにおいて活動する。日常的なサーベイランスの内容は、次のとおりである。

- 疾病報告(その多くは水系病原体に起因する)の進行状況監視
- 集団発生の検出
- 長期的動向の解析
- 地理的および人口学的解析
- 水行政担当官署へのフィードバック

公衆衛生サーベイランスは、通常と異なる疾病発生の疑いまたは水質の悪化を受けて、実際に起きているかも知れない水系感染症の発生を突き止めるために、様々な方法で強化されることがある。疫学調査の内容は次のとおりである。

- 集団発生の調査
- 介入方法を評価するための介入研究
- 疾病におけるリスク要因としての水の役割を評価するための症例対照またはコホート研究

しかし、水系感染症制御のための短期的な対応を可能にするようなタイムリーな情報提供を、公衆衛生サーベイランスに期待することはできない。制約として次のようなことが挙げられる。

- 報告に値しない疾病の集団発生
- 曝露と発病の間の時間遅れ
- 発病と報告の間の時間遅れ
- 報告率の低さ
- 原因となった病原体および汚染源同定の困難さ

公衆衛生担当官署は、公衆衛生政策全体を背景とし、すべての利害関係者との相互活動の中で、事前と同様に事後にも活動する。公衆衛生面における説明責任を果たすため、通常は弱者集団が優先される。その結果、一般に、飲料水の安全管理および改善と、安全で豊富な飲料水の安定供給に対するアクセスを確保したいというニーズとの均衡を図ることが必要となる。

国の飲料水の状況に関する理解を得るために、国の公衆衛生担当官署は、国の飲料水質の現状の概略、ならびに、公衆衛生政策全体の面から見た関心事や優先度について記した報告書を定期的に作成するべきである。これは、地方と国の機関の間での効果的な情報交換が必要なことを意味している。

国の保健担当官署は、何らかの形で信頼できる安全な飲料水供給へのアクセス確保のための政策形成およびその実施につき、指導的立場を取るかまたはそれらに参画するようにすべきである。これが達成できていない場合には、個別または自家処理と水の安全な貯留が行えるよう、適切な装置と教育が得られるようにしなければならない。

1.2.3 地方官署

地方環境衛生担当官署は、水資源および飲料水供給の管理に関してしばしば重要な役割を果たしている。これには、集水域の査察や、水源水質に影響を及ぼすような集水域での活動の許可が含まれることがある。また、飲料水システムの管理についての検証および監査(サーベイランス)が含まれることもある。地方環境衛生担当官署は、コミュニティー飲料水供給システムおよび自家給水システムの設計と実行、ならびに、欠陥の是正に関しても、具体的なガイダンスを与えるとともに、これらの飲料水供給のサーベイランスについても責任を負う。地方環境衛生担当官署は、家庭での水処理が必要な場合における消費者教育についても重要な役割を担っている。

自家給水および小規模コミュニティ飲料水供給の管理においては、一般に飲料水供給と水質に関しての教育プログラムが必要とされる。通常、このようなプログラムには以下のようなことが含まれる。

- 水の衛生についての意識向上
- 飲料水供給とその管理についての基礎技術訓練および技術移転
- 水質への介入の受容に対する社会文化的な障壁を越えるための配慮とアプローチ
- 動機づけ、活動の組織化および社会・市場活動
- 持続可能性を達成し維持するための水質プログラムの継続支援、フォローアップおよび情報伝達

これらのプログラムは、地方保健担当官署またはその他の非政府機関や民間セクターなどの機関によって、コミュニティレベルで運営され得る。これらのプログラムがその他の機関によるものであれば、水質教育および訓練プログラムの作成と実施への地方保健担当官署の関与を強く勧めたい。

参加型衛生教育・訓練プログラムへのアプローチについては、他のWHO資料(Simpson-Hébert, Sawyer & Clarke, 1996; Sawyer, Simpson-Hébert & Wood, 1998; Brikké, 2000)に記されている。

1.2.4 水資源管理

水資源管理は、飲料水質の予防管理に必須の観点である。原水の微生物学的および化学的汚染の防止は、公衆衛生上の懸念である飲料水の汚染に対する第一のバリアである。

水資源の管理および集水域の汚染につながる人間活動は、下流域および地下帯水層の水質に影響を及ぼす。このことは、安全な水を確保するために必要とされる浄水処理の段階に影響をもたらすので、予防活動は浄水処理の高度化に比べてより好ましい。

土地利用が水質に及ぼす影響については、水資源管理の一部としてその評価が行われるべきである。この評価は、通常は保健担当官署や飲料水供給事業者単独によって行われるのではなく、また、次のようなことを考慮に入れて行われるべきである。

- 土地被覆の改変
- 採掘行為
- 水路の建設/改修
- 肥料、除草剤、殺虫剤およびその他の薬剤の散布
- 家畜密度および糞尿の散布
- 道路の建設、維持管理および使用
- 様々な形態のレクリエーション
- 都市および農村における宅地開発、特に排泄物処理、衛生処理、埋め立て処分および廃棄

物処理

- ・ 工業、鉱業および軍用地など、汚染につながるその他の人間活動

水資源管理は、工業、農業、航行および洪水調節に係わる機関など、水資源を制御するあるいは水資源に影響を及ぼす集水域の管理機関もしくはその他の機関の責任であろう。

保健担当機関や飲料水供給事業者の水資源管理に関する責任の程度は、国やコミュニティによって大きく異なる。政府の組織やセクターの責任に関係なく、保健担当官署が、水資源の管理や集水域の土地利用規制に携わるセクターと、連絡を取って協力し合うことは重要である。

公衆衛生担当官署、飲料水供給事業者および資源管理担当機関の間の緊密な協力関係の確立は、そのシステムで検出されるおそれのある健康危害因子を認識する上での助けとなる。このことは、土地利用や水源の汚染に関する規制について決定が下される際に、飲料水源の保護が考慮されることを保証するためにも重要である。これには、状況に応じて、農業、運輸、観光または都市開発などその他のセクターも関与することがある。

飲料水源の適切な保護を保証するために、通常、国の官署は、統合的水資源管理に関する国家政策の形成に際して他のセクターと調整を行う。政策実施のための地方組織が設立され、国の官署は手段の提供を通じて地方官署を指導する。

地方の環境衛生または公衆衛生担当官署には、最良の利用可能な飲料水源水質を保証するための統合的水資源管理計画の作成に参画するという、重要な仕事が課せられている。より詳しくは、関連文書「健康のための地下水保護(*Protecting groundwater for health*)」(付録1)を参照されたい。

1.2.5 飲料水供給事業者

飲料水供給には、何千万人という極めて多くの人々に給水する大規模な都市システムから、ごく少数の人々に給水する小規模コミュニティシステムまで、様々なレベルのものがある。それには、大抵の国においては、管路を用いて給水するものと併せてコミュニティ水源が含まれている。

飲料水供給事業者は、品質保証および品質管理に責任を負っている(1.2.1参照)。その主要な責任は、水安全計画(詳細は第4章参照)の作成と実施である。

多くの場合、水供給事業者は、その水源への水の供給源である集水域の管理について責任を負っていない。集水域についての水道事業者の役割は、複数機関にまたがる水資源管理の活動に参画すること、汚染につながるおそれのある活動や事故によって生じるリスクを理解すること、および、この情報を水道に対するリスクの評価と適切な管理に活用することである。水道事業者が単独で集水域を調査したり、汚染リスクを評価したりすることはないが、自らにとってのその必要性を認識し、例えば保健行政または環境行政担当官署などと、機関横断的な協力を呼び掛けることは水道事業者の役割である。

水道の利害関係者(例えば、操作員、管理者、および、小規模事業者、科学者、社会学者、議員ならびに政治家の専門家グループ)との連合体を組織することにより、貴重で協調的な意見交換の場を持つことができることが、これまでの経験から明らかである。

より詳しくは、関連文書「水安全計画(Water safety plans)」(付録 1)を参照されたい。

1.2.6 コミュニティーによる管理

コミュニティ管理による飲料水システムは、それが管路による給水システムであれ管路によらない給水システムであれ、先進国・発展途上国を問わず世界的に広く共通して存在する。コミュニティ飲料水システムの正確な定義は様々である。水道の給水人口規模や供給形態に基づく定義は多くの条件の下で適切であるが、小規模コミュニティ飲料水システムと大規模都市飲料水システムでは、運営・管理へのアプローチにおいて明確な違いがある。これには、コミュニティ飲料水システムの運営および運転が、しばしば訓練を受けていない、そしてときには無給のコミュニティ構成員に対して、強く依存しがちであることも含まれる。発展途上国の都市周辺地域、すなわち主要都市の周りにあるコミュニティ飲料水システムも、このようなコミュニティシステムとしての特徴を持っていることがある。

コミュニティ飲料水供給の水質管理の効果的かつ持続可能なプログラムには、地域コミュニティの積極的な支援と関与が必要である。これらのコミュニティは、初期調査、井戸の位置選定、立ち入り区域の選定または保護区域の設定についての判断、飲料水供給の監視とサーベイランス、欠陥の報告、維持管理の遂行および改善策の実施、そして、衛生処理と衛生習慣を含めた支援活動など、プログラムのすべての段階に関わらなければならない。

コミュニティはすでに高度に組織されていて、保健または飲料水供給について活動していることがある。あるいは、良く整備された飲料水システムがなかったり、女性などのあるセクターに十分な代表権がなかったり、意見の不一致や内部対立があったりすることがある。このような状況のもとでコミュニティ参加を達成するには、住民の足並みを揃え、意見の相違を解決し、共通の目的について合意し、具体的な行動を取るために、より多くの時間と努力が必要である。支援と激励を与え、安全な飲料水の供給を目的として生み出された組織が機能し続けることを保証するためには、おそらく数年にわたって何度も訪問することがしばしば必要である。これには、そのコミュニティにおいて、以下のようなことを保証するための衛生・健康教育プログラムの設定が含まれることがある。

- 水質の重要性とその健康との関係、ならびに、飲用、調理および衛生のための安全で十分な量の家事用水の必要性について気付いていること
- サーベイランスの重要性とコミュニティによる対応の必要性を認識していること
- サーベイランスにおけるコミュニティの役割を理解しており、それを果たす用意があること
- 前記の役割を果たす上で必要とされる技量を備えていること

- 水道の汚染を防ぐための必要条件について気付いていること

より詳しくは、「1997年版 コミュニティー供給のサーベイランスおよび制御 (*Surveillance and control of community supplies*)」(WHO, 1997); 関連文書「水安全計画 (*Water safety plans*)」(付録1); Simpson-Hebert, Sawyer & Clarke (1996); Sawyer, Simpson-Hebert & Wood (1998); Brikke (2000) を参照されたい。

1.2.7 水売り

各家庭の訪問や、給水地点での水売りは、水不足の地域や、社会基盤施設に欠陥があったりまたそれが未整備で、十分な量の飲料水へのアクセスに制約がある地域など、世界の随所において共通して見られる。水売りが消費者に直に飲料水売る際の輸送形態は、給水車によるものや手押し車によるものなど様々である。本ガイドラインでは、ボトル水やパック水(これらについては 6.14 参照)または自動販売機によって売られる水は、水売りには含まない。

水売りによって消費者に供給される水には、健康の面で多くの懸念がある。これには、十分な量の水へのアクセスや、汚染につながる不十分な浄水処理または不適切な容器による輸送についての懸念が含まれる。

売り水の処理、売り水供給のリスク評価着手、制御手段の運転監視、管理計画および独立したサーベイランスに関するさらに詳しい情報は 6.3 に述べられている。

1.2.8 個々の消費者

すべての人はある一つのまたは他の水源からの水を消費しており、消費者は取水、浄水処理および貯水に関してしばしば重要な役割を果たしている。消費者の行動は、自らが消費する水の安全性確保を助けると同時に、他の人々が消費する水の改善または汚染にも寄与する。消費者は、その行動が水質に悪影響を及ぼさないよう責任を負っている。給水装置の施工と維持管理は、誤接合や逆流によって水道の汚染を引き起こさないよう、資質が十分にありかつ資格を持った給水工事技術者(1.2.10参照)などができるだけ行うようにするべきである。

大抵の国では、自家用井戸や雨水などの自己水源に依存している人々がいる。管路によらない水供給に依存している家庭では、飲料水の安全な取水、貯留およびおそらく処理も含めて、これらを保証するために相応の努力が必要である。状況によっては、その安全性に対する信頼度を高めるために、家庭や個人で水の処理をするようにした方が良い。コミュニティ水供給がない場合、またはコミュニティ水供給が汚染され、もしくは水系感染症(第7章参照)の原因となることが知られていたりする場合に、この処理は妥当であろう。公衆衛生サーベイランスもしくはその他の業務を担当する地方官署は、各家庭や個々の消費者に対して、自らの飲料水の安全性確保を支援するガイダンスを提供すると良い。このようなガイダンスは、コミュニティ教育・訓練プログラムに添って提供するのが最適である。

1.2.9 認証機関

認証は、飲料水供給に用いられる装置および材料が、一定の品質や安全性を満たしているかを検証するために行われるものである。認証は、独立した機関が、正規の基準またはクライテリアに対する製造業者のクレームの妥当性を確認したり、材料やプロセスに起因して起こり得る汚染のリスクについて独自に評価したりするプロセスである。認証機関は、製造業者からデータの提出を求めたり、試験して結果を得たり、立入検査や監査を行ったり、さらに場合によっては、製品の性能について勧告することに責任を負うことがある。

認証は、手押しポンプなど家庭あるいはコミュニティーレベルで用いられる技術、浄水薬品など飲料水供給で用いられる材料、各家庭で取水、処理および貯留に用いられる装置に対してこれまで適用されている。

取水、水処理、貯水および配水に用いられる製品やプロセスの認証は、政府機関または民間団体によって監督され得る。認証手続きは、その製品の認証に対して適用される基準、認証クライテリアおよび認証実施機関によって異なる。

認証は水安全計画の実施にも適用することができる。

それは、独立機関または独立した第三者が、計画が適正に立てられ、正しく実施され、かつ効果的であることを検証する監査という形式で行うことができる。

国の政府、地方官庁または民間の(第三者機関の監査による)認証プログラムには、以下のような様々な目的が含まれることが考えられる。

- それを用いることが、毒性物質、消費者の受容性に影響を及ぼす物質、または、微生物の増殖を促進させる物質による飲料水の汚染の原因となるなど、利用者や一般の人たちの安全が脅かされることがないようにするための製品の認証、
- 地方レベルまたは購入時の再試験を避けるための製品検査、
- 製品の均一な品質および状態の保証、
- 分析機関およびその他試験機関の認証と認定
- 家庭用装置の性能を含めた材料および浄水薬品の管理
- 効果的な水安全計画の保証

どのような認証手続きにおいても重要なステップとなるのは、製品評価の基礎となるべき基準の策定である。この基準は、可能な限り、認可のためのクライテリアを含むものでなければならない。技術的観点からの認証手続きでは、この基準は、一般に製造業者、認証機関および消費者との協力によって作成される。国の公衆衛生担当官署は、認可プロセスまたはクライテリアのうち、公衆衛生に直接関係する部分の作成に対して責任を負わなければならない。浄水処理の材料や薬品の管理に関するさらに詳しい情報は、8.5.4を参照されたい。

1.2.10 給水工事

劣悪な設計、不正な施工、改造および不十分な維持管理に起因する、公共建築物や私有建築物内の不適切な給水装置は、健康に重大な悪影響を及ぼすことが認められている。

建築物内の管路による給水システムの水質には多くの要因が影響を及ぼし、その結果、飲料水の微生物学的または化学的汚染につながることがある。例えば、高置水槽の欠陥や排水管との誤接合などによる建築物内での飲料水の糞便汚染によって、胃腸系疾患が集団発生することがある。劣悪な設計による給水装置は、水の停滞の原因となり、レジオネラの増殖に適した環境になることがある。配管用材料、管、継手および塗装剤は、飲料水中の重金属(例えば、鉛など)濃度上昇の原因となることがあり、不適切な材料は細菌増殖の誘因となることがある。健康への悪影響の可能性は、当該建築物の中だけにとどまらない。飲料水と逆流水とのクロスコネクションにより、当該建築物を越えてその地域の配水システムが汚染され、他の消費者も汚染物質への曝露を受けることがある。

建築物内での基準に適合した水の供給は、一般に水供給事業者による直接の管理対象とはなっていない給水装置に依存している。それゆえ、信頼性は、適切な給水工事の施工と、特に大規模建築物においては、建築物水安全計画(6.9参照)に依存することになる。

建築物システムにおける給水の安全を確保するためには、給水工事施工の段階で健康危害因子の侵入を防いでおくようにしなければならない。このことは、以下のようなことを保証することによって達成し得る。

- 給水管と排水管が、水密で、耐久性があつて、内面は滑らかで障害物がなく、しかも予期し得ない応力から護られている。
- 給水システムと排水システムの誤接合が生じていない。
- 貯水システムに欠陥がなく、微生物や化学物質などの汚染物質の侵入のおそれがない。
- 温水・冷水供給システムが、レジオネラの増殖を最小限に抑えるよう設計されている(6.10および11.1参照)。
- 適切な逆流防止措置が施されている。
- 高層建築物において、圧力変動が最小となるようシステム設計されている。
- 水道水を汚染することなく汚水・廃棄物が排出される。
- 給水装置が効率的に機能する。

給水工事技術者は、それにふさわしい資質を備えていて、地域の規制に適合した給水装置に係る必要な業務を遂行できる能力があり、飲料水に用いても安全と認められている材料だけを使用することが重要である。

新規建築物の給水装置の設計については、通常は、建築工事以前に認可を受け、工事中と引き渡し前にしかるべき規制官庁による査察が行われるべきである。

公衆衛生における、適正な飲料水システムおよび排水システムの配管の重要な役割については**関連文書**「健康の観点から見た給水装置 (*Health aspects of plumbing*)」(付録 1)を参照のこと。

1.3 ガイドライン関連文書

1.3.1 公表資料

本ガイドラインには、ガイドライン導出の正当性を実証するとともに、優良作業を効果的に実施するための手引きとなる背景情報を提供する別の資料が付属している。これらは、WHOのウェブサイトからダウンロードまたはCD-ROMにより、公表資料として利用できる。関連文書の詳細は付録1に示すとおりである。

1.3.2 能力形成のためのネットワーク

情報の迅速な伝達を促進し、知識交換を改善し、事実や助言を公衆衛生政策に反映し、またこれらのガイドラインを実践し促進するため、数多くの国際的なネットワークが設立された。これらのネットワークにより、飲料水水質の専門家、飲料水供給管理者、健康管理機関、コミュニティー管理者、およびその他の関係者が結集する。これらのネットワークは、大規模システムの効果的な運用や維持管理などの水安全計画、小規模コミュニティーの水供給の安全管理、家庭用水処理ならびに安全な貯留、および公衆衛生を守るために最適化された飲料水の規則などの領域に重点を置いている。これらのネットワークの詳しい情報は次のサイトを参照のこと。

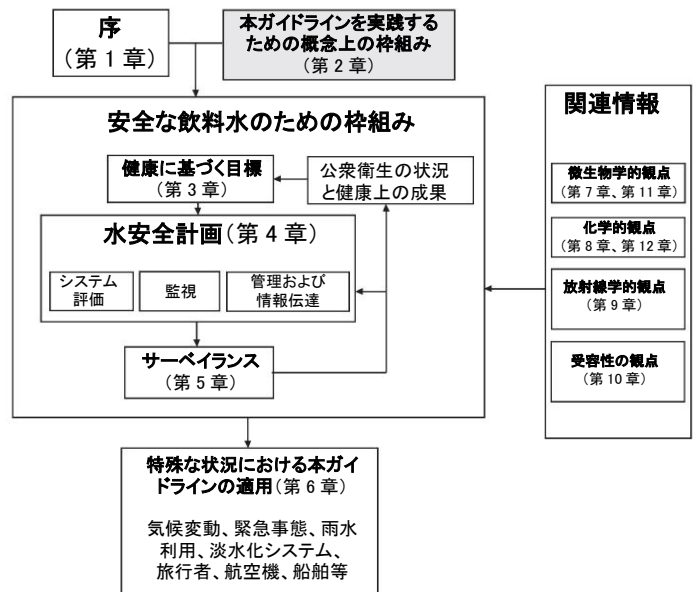
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/.

第2章 本ガイドラインを実践するための 概念上の枠組み

飲料水の安全性を確保するための基本的かつ不可欠な要件は、本ガイドラインに基づく「安全な飲料水の枠組み」の実現にある。この枠組みは、水質を管理するためのリスクに基づく予防的なアプローチを供するものである。それは、管轄権を有する保健当局が起点として本ガイドラインを用いて策定した健康に基づく目標、十分かつ適正に管理されたシステム(十分なインフラ、適正な監視、および効果的な計画ならびに管理)、さらには独立したサーベイランスシステムからなる。この様な枠組みは通常、関連する政策や計画と一体となって、国家的な基準や規則、指針に公式に記載されるものである(2.6、2.7 参照)。その結果策定された規則や政策は、環境、社会、経済、そして文化的な課題と優先度設定を考慮し、地域の状況にとって適切でなければならない。

安全な飲料水のための枠組みは予防的な管理アプローチであり、それらは三つの鍵となる要素から構成される。

- 1) 健康リスクの評価を基礎とする健康に基づく目標(2.1および第3章)
- 2) 以下の構成要素を有する水安全計画(WSP)(2.2および第4章)
 - 飲料水供給が(水源から浄水処理を経て利用点に至るまでの)全体として健康に基づく目標に適合した品質の水を供給し得ているかどうかを判定するためのシステム評価(4.1)
 - 飲料水の安全確保において特に重要な飲料水供給における制御策に対する運転監視(4.2)



- 機能向上と改善、文書化および情報伝達を含み、システム評価と監視計画を文書化し、平常運転時と事故時において取るべき措置を記載した管理計画(4.4～4.6)
- 3) 上述の各項目が適切に実行されていることを検証するための独立したサーベイランスシステム(2.3および第5章)

飲料水供給の性能が健康に基づく目標に準拠しているか、またその水安全計画(water safety plans, WSP)そのものが効果的であるかを確認するための検証は、供給者、サーベイランス機関、または両者が連携して行ってもよい(4.3 参照)。

2.1 健康に基づく目標

健康に基づく目標は、安全な飲料水の枠組みに不可欠な要素であり、水供給事業者および受益コミュニティなどとも協議の上で、ハイレベルの保健担当局が策定すべきものである。その際には、総括的な水と健康に関する政策の一部として、公衆衛生の全体的な状況および水中の微生物や化学物質が引き起こす疾病に対する飲料水質の寄与を考慮に入れるべきである。また、全ての消費者のために、水へのアクセスを確保することの重要性も考慮に入れなければならない。

健康に基づく目標により、あらゆるタイプの飲料水供給者に対して本ガイドラインを適用するための基礎がもたらされる。飲料水の成分には、一回の曝露によって健康に悪影響を生ずるもの(例えば、病原微生物など)と、長期間の曝露により健康に悪影響が生ずるもの(例えば、多くの化学物質など)がある。水中の成分と、その作用機序および濃度変動特性は多様なため、健康に基づく目標には以下の4つの主なタイプがあり、これらは、飲料水の安全のための必要条件を明らかにする際の基礎として用いることができる。

- 1) **健康成果目標(Health outcome targets)**: 水系感染症が計測可能で著しい負荷となっている場合においては、飲料水由来の曝露量の低減により、疾病のリスクや発生をかなりの程度まで減少させることが可能である。その場合、疾病の全体的なレベルの定量的低減量として、健康に基づく目標を策定することができる。このような方法は、曝露後すぐに悪影響が現れる場合、そのような悪影響を即座に十分な信頼度で監視できる場合および曝露量の変化も同様に即座に十分な信頼度で監視できる場合に、その適用性が最も高い。このタイプの健康成果目標は、主として、発展途上国におけるいくつかの微生物学的危害因子および主として水由来で明確な健康影響を有する化学的有害因子(例えば、フッ素、硝酸塩・亜硝酸塩、ヒ素)に対して適用し得る。また、これらとは別の場合には、定量的リスク評価モデルによって評価された結果が健康成果目標になりうるであろう。この場合、健康に関するアウトカムは、高用量の曝露および用量-反応関係に関する情報に基づいて推定される。結果は、水質目標を明確にす

るための根拠として直接用いられるか、あるいは、他のタイプの健康に基づく目標を策定するための根拠を与える基礎となるであろう。実際の住民の健康に対する試験的診療の影響に関する情報に基づく健康成果目標は、理想的ではあるが稀にしか利用できない。より一般的には、明確な耐容リスクレベル、すなわち、通常は実験動物における毒性学的研究、また時としては疫学的証拠に基づいた全疾病負荷の絶対値または部分値に基づく健康成果目標である。

- 2) **水質目標 (Water quality targets)**: 長期曝露により健康リスクをもたらす、その濃度変動が小さい飲料水中の成分に対して、**水質目標**は個々に策定される。これらは、通常、影響が懸念される物質または化学物質についてガイドライン値(濃度)として示される。
- 3) **処理性能目標 (Performance targets)**: 処理性能目標は、短期曝露により公衆衛生リスクをもたらすか、あるいは、短期間のうちにその個数または濃度が大幅に変動することがあり、健康上重大な意味を持つ成分に対して用いられる。これらは、通常、技術に基づくものであり、問題となる物質ごとに要求される除去率、または、汚染防止の効果として示される。
- 4) **指定技術目標 (Specified technology targets)**: 国の規制当局は、市町村、コミュニティおよび各家庭における飲料水供給のための特定の措置のために、別途、勧告を策定することがある。これらの目標は、与えられた状況や飲料水システムの一般的なタイプに対して許可される、特定の装置またはプロセスを明確化するものである。

健康に基づく目標が、地域の実際の条件下において現実的であり、公衆衛生の保護と改善のために設定されることは最も重要である。WSPの策定によって裏付けられた健康に基づく目標は、既存設備の妥当性を評価するために必要な情報を提供し、査察のレベルとタイプおよび適切な分析的検証を明確にする上で助けとなる。

ほとんどの国は、様々な供給形態や汚染物質に対していくつかのタイプの目標を適用している。それらが適切かつ支援的であることを保証するために、仮定条件、代替管理手法、制御手段および性能のトラッキングや検証のための指標システムに関する記述を含む、代表的なシナリオが、必要に応じて、策定されるべきである。これらのシナリオは、国や地域における優先度と段階的实施を明確にし、そのことによって、限りある資源の最大限の活用の保証の助けとなるような一般的なガイダンスによって支持されるべきである。

健康に基づく目標については、**第3章**でより詳細に考察する。

公衆衛生に対する最大のリスクに基づき、どのように要素の優先度を定めるかについてのガイダンスは、**2.5**および関連文書「飲料水の化学的安全性 (Chemical safety of drinking-water)」(付録1)を参照のこと。

2.2 水安全計画

微生物学的、化学的な飲料水水質を全体的に制御するためには管理計画の策定が必要であり、その計画が実施されることによる病原体の数や化学物質の濃度が、公衆衛生に対するリスクが無視できるほどであり、かつ水が利用者にとって受容できるものであることを保証するためのシステム防御とプロセス制御の基本を供することになる。給水事業者が策定した管理計画は水安全計画(WSP)である。水安全計画はシステムの評価と設計、運転監視および管理計画から成り、文書や通信連絡も含む。水安全計画の要素は、多段バリア原理、危害度分析重要管理点方式原則、およびその他系統的な管理アプローチを基にしている。水安全計画は水供給のあらゆる側面に対応し、また集水の制御、飲料水の処理ならびに供給に重点をおかなければならない。

水供給については多くの場合、正式な水安全計画がなくとも十分安全な飲料水を提供している。このような飲料水供給のために水安全計画を策定し実践する主な利点には、危害因子の系統的且つ詳細な評価と優先順位付け、バリアもしくは制御手段の運用監視、および文書化の改善などがある。さらに、水安全計画は、管理上の見落としや間違いによる失敗の可能性を最小にするための組織的によく構成されたシステムを提供するとともに、増加する甚大な干ばつ、激しい降雨、または洪水の発生のように水質に影響を与える不測の事態や、システムの欠陥に対応するための緊急時対応策を提供する。

2.2.1 システムの評価と設計

浄水システムの評価は適切な修正を加えることにより、管路給水システムによる大規模事業体、管路によるコミュニティ水供給および手押しポンプを含めた管路によらないコミュニティ水供給、ならびに、雨水を含む個別の自家給水に対して適用し得る。水安全計画の複雑さはその状況により異なる。評価の対象は、既存の基盤施設、または、新規給水や、既存施設の改良に関する計画である。飲料水水質はシステム全体を通して変化するので、評価を行う際には、最終的に消費者に供給される飲料水水質が、健康に基づく目標を常に満たすかどうかの判定をねらいとすべきである。水源における水質とそのシステムを通しての変化について理解するためには、専門家による助けが必要である。システム評価は、定期的に行わなければならない。

システム評価においては、水質に影響を及ぼすいくつかの成分や成分グループの挙動を考慮に入れることが必要である。水質に影響を及ぼす事象およびシナリオを含めて、現実のまたは潜在的な危害因子を明確化して記述することにより、その可能性と結果の甚大さに基づいて、個々の危害因子についてのリスクレベルを推定し、ランク付けすることができる。

検証は、システム評価の一要素である。それは、その計画を支持する情報が正確で、水安全計画への科学的小および技術的投入の評価に関わるものであることを、保証するために行われる。水安全計画を支持する証拠は、科学文献、規制・法律制定部局、過去のデータ、専門家団体およ

び水供給事業者の知識を含めて、広範囲の情報源から得られる。

水安全計画は、実際に健康に基づく目標を満たす上で助けとなる管理手法となるものであり、それは、第4章で概説するステップに従って策定されるべきである。当該システムが健康に基づく目標に適いそうになれば、その水供給が目標を満たすようにするための改良プログラム(資本投資または訓練を含むであろう)に着手するべきである。水安全計画は、欠陥および改善がもつとも必要なところを特定する際に重要なツールである。暫定措置として、達成可能な最高水質の水が供給されるよう、水安全計画はあらゆる努力の助けとなるべく利用されるべきである。公衆衛生に対して重大なリスクがある場合には、告知、補完的手段(例えば使用時に煮沸または消毒をするなど)の情報、ならびに代替手段の提供、および必要であれば緊急物資などの追加的手段をとることが妥当である。

システムの評価と設計については、4.1の関連文書「浄水施設の機能向上(*Upgrading water treatment plants*)」(付録1参照)でより詳細に考察する。

2.2.2 運転監視

運転監視は、浄水システムにおいて制御手段が適切に作動しているかどうかを評価するため、計画的に観察または測定を行う行為である。制御手段の限界値を設定し、それらについて監視し、逸脱があった場合にはそれに対応して、水が安全でなくなる前に改善措置をとるようにすることが可能である。運転監視は、例えば手押しポンプ周りの構造物が完全に損傷がないこと、ろ過処理水の濁度がある一定値以下であること、あるいは、消毒施設を出たあと、または、配水システムの遠くの地点における残留塩素濃度が決められた値以上であること、などを迅速かつ定期的に評価するものである。

制御手段が引き続き作動していることを迅速に確認するため、通常、運転監視は簡単な観察と検査で行われる。制御手段は、汚染の防止、低減または除去のために浄水システムにおいて行う行為であり、システム評価において明確化される。これには、例えば、集水域に関する管理活動、井戸周辺の隣接区域、ろ過池と消毒施設および管路による配水システムが含まれる。これらがまとまって適切に運転されていれば、健康に基づく目標を満たしていることが確認される。

運転監視の頻度は、例えば、構造上の完全性の点検は月ごとまたは年ごとに、濁度監視はオンラインでまたは非常に頻繁に、複数地点での残留消毒剤濃度の監視は日ごとまたはオンラインで連続的になど、制御手段の特性によって異なる。監視によって限界値が規定を満たさないことが示された場合には、水が安全でない、または、安全でなくなるおそれがある。運転監視の目的は、安全でないおそれのある水が供給されることを防ぐために、論理的に裏付けられた採水計画にしたがって、制御手段を時間遅れなく監視することにある。

運転監視は濁度、残留塩素または構造上の完全性などのパラメータの観察または検査を含む。より煩雑な、または費用のかかる微生物学的または化学的検査は、一般に、運転監視の一部とし

てではなく、確認および検証(4.1.7 および 4.3 参照)活動の一部として適用される。

水供給システム全体が適切に作動していることについて確信を得るだけでなく、安全な水質が維持・達成されていることを確認するために、4.3に概説されているような検証を実施する必要がある。

水質監視における指標細菌の活用(11.6参照)については、関連文書「飲料水の微生物学的安全性評価(*Assessing Microbial Safety of Drinking Water*)」(付録1参照)に述べられている。また、運転監視については4.2でより詳細に考察する。

2.2.3 管理計画、文書化および情報伝達

管理計画では、システム評価、ならびに、運転監視および検証計画について文書化し、通常運転時だけでなく、システムの制御が損なわれる「事故」時の措置についても記載する。管理計画では、浄水システムの最適運転を保証するために必要な手順と他の支援プログラムについても、その概略を記載するべきである。

浄水システムのいくつかの観点からの管理は、単一機関の責任範囲を超えることがよくあるもので、関係する様々な機関による計画立案および管理との調整を図るために、各機関の役割と責任を明確にしておくことが必須である。利害関係者の関与と責任を確実なものとするために、適切な仕組みの構築と文書化が必要である。これには、適切な代表者による作業グループ、委員会またはタスクフォースの設置や、例えば署名付の覚え書き(1.2参照)など、協力合意文書の作成を含む。

飲料水水質管理のあらゆる観点に関する文書化が必須である。文書には、とるべき行動と、どのような手順を踏む必要があるかを記載するべきである。また、次のようなことにつき、詳細な情報を盛り込むべきである。

- 浄水システムの評価(フロー図と潜在的有害因子を含む)
- 制御手段、運転監視ならびに検証計画、および性能の整合性
- 日常運転および管理手順
- 事故時および緊急時における対応計画
- 以下のような支援手段
 - 訓練計画
 - 研究開発
 - 結果の評価および報告の手順
 - 性能評価、監査および見直し
 - 情報伝達指示書
- コミュニティ相談

文書化および記録システムは、できるだけ簡単で焦点を合わせたものにするべきである。手順

に関する文書化の詳細度は、十分な資質と能力を備えた運転担当者による運転管理を保証する程度で十分である。

文書を定期的に見直すための仕組みを確立するとともに、必要であれば、状況の変化に応じて文書を改訂することが必要である。文書は、必要な修正が容易にできるようなものでなければならない。現行版が活用され、旧版は廃棄されることが保証されるような、文書管理システムを開発するべきである。

事故または緊急事態の適切な文書化と記録も行われなければならない。組織は、将来の事態への備えや計画立案をより良いものとするために、事故からできる限りのことを学ばなければならない。事故を再吟味することにより、既存の指示書に関して必要な修正点が明らかになるであろう。

コミュニティーの飲料水水質問題についての自覚と知識、ならびに、その様々な面における責任の向上を図るための効果的な情報伝達は、水供給事業者によるサービス、または、集水域の土地利用に関する制約についての決定を消費者が理解し、それに寄与するための助けとなる。それにより、消費者が改良に必要な資金のための基金を創る意欲を高めることができる。コミュニティー内の個人やグループの間で多様な意見があることについて十分に理解することは、コミュニティーによる期待を満足させる上で必要である。

管理、文書化および情報伝達については、4.4、4.5 および 4.6 においてより詳細に考察する。

2.3 サーベイランス

サーベイランス機関は、水質および公衆衛生安全に関するあらゆる観点からの独立した(外部からの)定期的な見直しについて責任があり、また、汚染に起因する水系感染症の発生またはその他公衆衛生に対する脅威などの事態に対応しこれを鎮静するために調査し活動を強制する権限を持つべきである。サーベイランスの活動としては、飲料水の汚染および水系疾病の発生の可能性を見つけたことがあるが、さらに先を見越すと、水安全計画への適合性の評価や、水供給の質、量、アクセスの容易さ、普及率、経済的負担能力および連続性の向上の促進がある。

浄水のサーベイランスでは、水安全計画の監査、分析、衛生査察、ならびに、制度およびコミュニティーの観点を含む、系統的なデータ収集および調査のプログラムが必要である。サーベイランスは、集水域の資源と活動、管路によるものか否かにかかわらず、水輸送の基盤施設、浄水処理施設、貯水施設および配水システムを含めて、飲料水システムのすべてをカバーしなければならない。

公衆衛生に対して最大の全体的リスクをもたらすシステムの漸進的改善と優先順位付けは重要であるので、水供給の相対的な安全性に対して格付けの仕組み(第4章参照)を導入することは有利である。検査頻度が低く、分析結果の信頼性が特に不適切であるようなコミュニティー水供給においては、より高度な格付けの仕組みが特に役立つであろう。このような仕組みでは、通常、

分析による所見と、4.1.2に示すようなアプローチによる衛生査察を考慮に入れることになるであろう。

サーベイランスの役割については、1.2.1および第5章で述べている。

2.4 飲料水水質の検証

飲料水の安全性は水安全計画の適用によって確保され、これには、適切に選ばれた項目を用いて制御手段の効率を監視することが含まれる。この運転監視に加えて、水質の最終的な検証が必要とされる。

検証とは、水供給の性能が健康に基づく目標に記されている目的に適合しているかどうか、また、水安全計画の修正や再確認が必要かどうかを判断するための、方法、手順または検査の活用であり、運転監視に加えて行われるものである。

飲料水の検証は、供給事業者、サーベイランス機関、または、これらの両者(4.3参照)によって行われる。検証はサーベイランス機関が行うのが最も一般的だが、実益主導型の検証プログラムは、監視パラメータおよび頻度を定めた規則を補うことにより信頼性のレベルをさらに高めることができる。

2.4.1 微生物学的水質

微生物学的水質に関する検証は、大腸菌、または代替手段として熱耐性大腸菌群を選択し、その糞便汚染指標微生物の分析に基づく(4.3.1、7.4 および 11.6 参照)。特定の病原体の監視は、その発生が水由来であったか、または水安全計画が効果的であったかを検証するために、きわめて限られた場合に採用される。

大腸菌は、糞便汚染があつて間もないことを示す決定的な証拠であり飲料水中に存在してはならないものである。場合によっては、バクテリオファージまたは細菌芽胞などのさらなる指標を用いてもよい。

しかし水質は急速に変化することがあり、いかなるシステムもとときとして破綻する危険がある。例えば、降雨によって原水の微生物濃度が著しく上昇することがあり、降雨後に水系感染症が集団発生することがよくある。分析による検査結果は、このことを考慮に入れて解釈しなければならない。

2.4.2 化学的水質

飲料水の化学的水質の適正評価は、水質分析結果とガイドライン値との比較によることになる。これらのガイドラインは、実際に特定の水の供給に影響を及ぼす化学的汚染物質よりさらに多くのガイドライン値を含むので、化学分析評価を開始する前に、監視およびサーベイランスの対象をよく検討する必要がある。

添加物(すなわち、主として材料に由来する化学物質および浄水処理と配水に用いられる浄水薬品)については、これらの商用製品の直接的な品質管理に重点が置かれる。浄水における添加物の管理に関する検査では、通常、その製品が仕様を満たしているかを評価する。(8.5.4 参照)。

第1章で指摘したように、大部分の化学物質についてはその後の長期曝露のみが懸念されるが、飲料水中のいくつかの有害化学物質については、短期曝露の結果としての健康影響が懸念される。そのような化学物質(例えば、人工栄養児のメヘモグロビン血症の原因となる硝酸イオン・亜硝酸イオン)の濃度が大幅に変化するような場合には、たとえ何度も分析を行ったとしても、公衆衛生リスクを十分明らかにしてそれを記すことができないことがある。このような危害因子の制御に際しては、農業での施肥など原因となる要因と、検出濃度の動向の両者を知ることには注意を払う必要がある。なぜなら、これらは、将来、重大な問題が発生するかどうかを示すものとなるからである。その他の危害因子は、しばしば季節的な活動によってまたは季節的な条件に伴って、間欠的に発生することがある。その一例は、地表水での有毒シアノバクテリアによる水の華の発生である。

ガイドライン値は、一生涯を通じて摂取しても消費者の健康に対する耐容リスクを超えない成分濃度を表すものである。いくつかの化学汚染物質(例えば、鉛、硝酸イオンなど)についてのガイドライン値は、感受性の高い集団の健康保護を考慮して設定されている。これらのガイドライン値は、一般の人たちを生涯にわたって保護することにもなる。

推奨されるガイドライン値は、公衆衛生の保護に貢献するだけでなく、科学的に正当性があり、実際的かつ実用可能なものであることが重要である。ガイドライン値は、通常、試験機関の日常的な操作条件のもとで達成可能な検出限界より低い濃度で設定されてはいない。さらに、ガイドライン値は、汚染物質を望ましい濃度にまで制御、除去、または、低減するための利用可能な技術を考慮して策定されているものもある。そのため、場合により、求められた健康に基づく値が実際に達成可能でないような汚染物質については、暫定ガイドライン値が設定されている。

2.5 問題の優先度の設定

本ガイドラインは世界各国のさまざまな要求を満たすために飲料水に含まれる可能性のある、数多くの成分を取り上げている。しかしながら、いかなる状況においても、一般的にはわずかな数種類の成分が公衆衛生上の問題となる。国家の規制機関と地方の水関連官署が地方の状況に応じた成分を認識し対応することが重要である。これにより、大きなリスクまたは公衆衛生に重大な影響を与える成分に対して、労力や資金を直接あてることを確かなものにする。

健康に基づく目標は、潜在的に危害因子となる水中の成分に対して設定され、飲料水水質の評価の基本をなすものである。公衆衛生を改善し防護する管理のために、各パラメータは異なる優先度が必要となるかもしれない。一般的な優先度を高いものから以下に掲げる：

- ・微生物学的に安全な水の十分な提供を確保し、また利用者が微生物学的に安全でない可能性のある水を使うことを避ける認識を保持する。
- ・健康に悪影響を与えることが知られる主な化学的有害因子を管理する。
- ・他の化学的有害因子、特に味、臭気や外観に関して飲料水の満足度に影響を与えるものを処理する。
- ・原水中の汚染濃度をガイドライン値や規制値未満に下げするために適切な技術を適用する。

健康の観点から基準値の設定が必要とされる有害因子を選択する際の二つの重要な要素は、その物質に起因する健康への影響(重篤度)と深刻な影響を及ぼす事象の発生確率(曝露)である。

飲料水中の多くの微生物や化学成分は人の健康に悪影響をおよぼす可能性がある。原水および利用者に届けられた水に含まれるこれらの成分を検出することは、しばしば時間、手間、費用がかかり、その結果、早期警告能力や経済的負担能力を制限する。水質検査のみに依存すると公衆衛生の保護には十分ではない。飲料水の全ての水質パラメータを測定することは物理的にも経済的にも実行不可能なので、監視のための取り組みや資源の配分は注意深く計画し、重要なまたは主要な特性に向けるべきである。

これらの要素を複合的に考慮し特定の有害因子に起因するリスクが割り出される。微生物学的な有害因子の目標値設定では、原水中での発生頻度や濃度、および水系生物の病気に対する相対的な寄与が影響を与えるであろう。化学的な有害因子について考慮すべき要素としては、健康に与える影響の程度、およびヒトが曝露する頻度とその濃度がある。健康影響の可能性は明らかにその毒性と濃度に依存するが、それらに加えて曝露期間にも依存する。ほとんどの化学物質の場合、健康に対する影響は長期曝露によるものである。従って、曝露頻度が低い場合、その濃度が極端に高くない限り、健康に対する悪影響のリスクは低いであろう。つまり、最も優先すべき物質は、広範囲にわたり、常にまたはほとんどの間、飲料水の原水中または飲料水中に存在し、かつ、健康に影響する程度の濃度を有するものとなる。

特定の状況下でどの化学物質が重要かを判断する手引きは関連文書「飲料水の化学的安全性(*Chemical safety of drinking-water*)」(付録1)に述べられている。

WHOは消費者の満足度の基となる物質(つまり、飲料水の外観、味や臭いに影響する物質)のガイドライン値を正式には設定していないが、消費者の満足度に関わる物質やパラメータに基準を設定することは珍しいことではない。これらの物質が基準値を超えることは直ちに健康上の問題とはならないが、消費者の信頼を得るうえで大きな問題となるかもしれない、またそれにより消費者がより安全性の低い他のソースから水を得ようとする方向に進むことにもなりかねない。係る基準は、通常、現地の許容性についての検討に基づいて設定される。

優先度の設定は、すべての関係機関の協調による系統的な評価に基づいて行われるべきであり、国のおよび当該システム特有のレベルに合わせて行われることになる。国家レベルでの優先

度は、リスク評価、つまり重篤度と曝露の評価に基づき関連する危害因子を特定するために設定する必要がある。個々の水供給のレベルでは、効果的なシステム管理のための優先度設定も必要であろう。これらのプロセスでは関係者から広く意見を取り入れる必要がある。その際、健康、水資源、水供給、環境、農業および地質/鉱業などの官署を含めた、広範囲の機関横断的な委員会を組織することが、飲料水水質に関する課題について情報を共有し、合意を得るための仕組みを構築する上で必要となるであろう。

2.5.1 飲料水水質評価の実施

実際にどの成分が問題となるのかを特定するために、飲料水水質評価が必要となる。対象となる国でどのような種類の浄水システム(例えば、管路による配水、管路に依らない配水、売り水)が提供されているのかということ、また原水や供給の質を知ることが重要である。

これに加えて評価で考慮すべき情報は、集水域のタイプ(保護の有無)、下水の放流、地質、地形、農地としての土地利用状況、産業活動、衛生調査、過去の監視および査察の記録、ならびに、地方およびコミュニティの知識である。データ源の幅がより広ければ、結果の有用性がより高まるであろう。

多くの場合、特にそれらが明らかに健康影響または満足度に関する問題の原因となっている場合は、官署または消費者が飲料水水質に関する多くの問題をすでに明らかにしている。通常、これらの既存の問題には高い優先度が与えられる。

公衆衛生に対し最大のリスクを与えているような水供給は、そのために手配したリソースで特定するべきである。

2.5.2 微生物学的観点からの優先度評価

飲料水に関連する最も一般的で広く認められる健康リスクは微生物学的汚染であり、その制御が常に何よりも重要であることを結果が示している。最大の公衆衛生リスクを示す水供給の改善に、高い優先順位が与えられるべきである。

微生物汚染に関わる健康に基づく目標については、3.2で述べる。また、飲料水質の微生物学的観点についての総合的な考察は、第7章に記されている。

飲料水に関連する最も一般的で広く認められる健康リスクは微生物学的汚染であり、その制御が常に何よりも重要であることを結果が示している。

2.5.3 化学的観点からの優先度評価

ガイドライン値が示されているすべての化学物質が、すべての水供給、または、実際にすべての国において存在しているわけではない。もしそれらが存在するとしても、懸念される濃度で検出されることはないかも知れない。逆に、それにもかかわらず、ガイドライン値の設定されていないいくつかの化学物質、または、本ガイドラインで取り上げられていない化学物質が、特別な条件のもとでは確かにその地方の懸念となることがある。

リスク管理戦略(国の基準および監視活動に反映されている)および資源の委譲に際しては、ヒトの健康に対してリスクをもたらす化学物質、または、水の許容性に重大な影響を及ぼす化学物質に対して高い優先順位を与えるべきである。

飲料水中に過剰に含まれていて、それへの曝露の結果、ヒトに対して広く健康影響を及ぼすことが明らかにされている化学物質は、いくつかのものに限られている。これらには、フッ素、ヒ素および硝酸塩が含まれる。地域によっては、(給水装置からの)鉛のヒトに対する健康影響も明らかにされており、また、地域によっては、ヒトの健康に重大な影響を及ぼす濃度のセレンおよびウランに対する曝露のおそれも懸念されている。鉄およびマンガンは、許容性に影響を及ぼすため地域を問わず重大である。これらは、いかなる優先度設定プロセスにおいても、その一部として考慮に入れなければならない。場合によっては、評価の結果、国、地域またはシステムのいずれのレベルでも、重大な曝露のリスクが存在しないことが示されることもあるであろう。

特定の化学物質の全曝露量に対する飲料水の寄与が取るに足らず、多額の出費をしてまでその飲料水中の濃度を制御しても、全曝露量に及ぼす効果が小さいことがある。そのため、飲料水に関するリスク管理戦略は、ヒトに対する他の曝露源と関連付けて検討するべきである。

問題として取り上げるべき化学物質の「最終候補リスト」作成プロセスにおいては、広範な課題を明らかにするため、リスクの高低による簡単な分類を初めに行うと良い。そして、より詳細な評価と分析に基づくデータを用いてその精度を高めるとともに、まれに生起する事象、変動の可能性および不確実性を考慮に入れるようにすると良い。

飲料水中の化学物質の優先順位付けの手引きは、関連文書「飲料水の化学的安全性(*Chemical Safety of Drinking-water*)」(付録1参照)に示されている。これには、次のようなことが含まれている。

- 消費者のその化学物質に対する(曝露期間を含めた)曝露の可能性
- 健康影響をもたらすおそれのある化学物質の濃度(8.5参照)
- 他の摂取源でなく飲料水を通しての健康影響または曝露の根拠、および他の曝露源制御を含めた相対的難易度

本ガイドラインに含まれていない多くの化学物質のハザードとリスクに関する追加情報は、

WHOの環境保健クライテリアモノグラフおよび化学物質国際簡潔評価文書、FAO/WHO合同残留農薬専門家会議およびFAO/WHO合同食品添加物専門家委員会によるレポート、ならびに、適格な国家機関による情報を含め、いくつかの情報源から得られる。これらの情報源の内容は精査されており、余り一般的でない多くの汚染物質の毒性、危害およびリスクに関する情報に容易にアクセスできる。これらは、水道事業者や保健行政担当者が、検出された化学物質の重大さとそれに対する適切な対応について判断する上で助けとなる。

2.6 飲料水水質基準の策定

本ガイドラインに記載されているガイドライン値やその他の目標などの健康に基づく目標は、強制力のある制限値を意図しているのではなく、国家あるいは地域の飲料水水質基準策定の際の科学的根拠のある出発点として提供されている。ただ一つのアプローチが全て適用できるものではなく、飲料水水質基準の性質や形式は国や地域によりさまざまであろう。

これらのガイドラインに基づき、国の飲料水水質基準を策定するには、環境、社会、文化、経済、食事、その他潜在的曝露に影響する条件などを様々な観点から検討する必要がある。その結果、適用範囲やリスクの対象のいずれにおいても本ガイドラインとは明らかに異なる基準に至るかもしれない。適度で現実的な目標に基づいたプログラム — 住民の疾病や疾病のリスクを抑えるという、妥当なレベルの公衆衛生の保護の提供と一貫した達成可能な範囲の健康問題の優先度のより少ない水質パラメータ — は特に目標を定期的に向上させると、期待以上の成果をもたらすこともある。

基準が消費者に受け入れられることを確かなものにするために、当該コミュニティは大口の水利用者と共に基準設定作業に関わらなければならない。公衆衛生官署は、水供給に責任をもつものよりも、係るコミュニティに近い存在かもしれない。地方レベルでは、彼らは他の分野（例えば、教育）ともかかわりがあり、彼らの多様な活動はコミュニティの積極的な関与にとって重要である。

2.6.1 地域に応じたガイドライン値の導入

世界の異なる場所における異なる発生源（例：水、食品）由来の曝露の多様性に対応するために、多くの化学物質のガイドライン値を設定する際の、耐容一日摂取量の水への割当率はさまざまである。関連する曝露データが入手可能な場合、担当機関は地方の状況や条件に則した特定のガイドライン値を策定するよう推奨される。例えば、ある特定の汚染の飲料水からの摂取量が、その他の発生源（例：大気や食品）からの摂取量よりはるかに大きいことが知られている地方では、その地方の条件により合ったガイドライン値を算出するために、耐容一日摂取量の水への割当率を大きく配分することが適切であろう。

一日水摂取量は、世界の異なる地域、季節、また特に利用者が高温の気候の下で力仕事をす

る場合で大きく異なる。例えばフッ素の場合など、地域の基準を設定する際に、一日水消費量を地域の実情に合うように調整する必要があるであろう。

水中の揮発性物質は、シャワーやその他家庭での様々な活動を通して大気中に放出されるかもしれない。そのような場合、吸入が曝露の主要な経路となるかもしれない。ある特定の物質で、このような曝露が重要であることが示された場合（つまり、高い揮発性、低い換気率、高い頻度のシャワー・入浴）、ガイダンス値の調整が適切であろう。クロロホルムなど特に揮発性の高いこれらの物質に対して、補正計数は概ね曝露量が2倍になった場合と同等となるであろう。詳細について、8.2.9を参照のこと。

2.6.2 基準の定期的見直しと改訂

知見の蓄積に伴い、飲料水の安全のため、特定のガイドライン値の変更、または新しい危害因子についての検討が必要になろう。浄水処理技術や汚染物質の分析方法もまた変化する。従って、国家または地方の基準は定期的な見直しを受ける必要があり、かつ、変更が容易にできるように構成されるべきである。変更の際して、基準の修正、パラメータの削除、または新しいパラメータの追加などが考えられるが、公衆衛生を守るためには、リスクアセスメントおよび優先度の確認を経た適正な理由なしには、いかなる変更も行うべきではない。変更が妥当だとされた場合、全ての関係者に周知することが重要である。

2.7 飲料水の規制とそれを支える政策ならびにプログラム

飲料水水質に関する規則、政策およびプログラムに対する予防的リスク管理と優先度アプローチを組み合わせるにより次に掲げることを行う。

- 規則は試験対象となる飲料水水質パラメータの優先順位付けを支援するためのものであり、ガイドラインにある全てのパラメータの試験を強制するものでないことを保証する。
- コミュニティーや家庭レベルの適切な衛生対策の実施を確かなものし、水源での汚染を防止または軽減する行動を勧める。
- 公衆衛生に最大のリスクを及ぼす水供給を特定し、リソースの適切な配置を決定する。

2.7.1 規制

国家的な飲料水水質の規制を、本ガイドラインで概説した原理に沿ったものにより、次のことを確実にする。

- 飲料水水質規制と公衆衛生の保護の間に明確な関連があること。
- 水源から利用者までの飲料水の安全性を処理を組み合わせることにより確保するように規則が作られていること。
- 長い時間をかけて適切で効果的であることが証明された優れた実績に基づいた規則であること。

- 規則が遵守され、それを確実にするため、教育やトレーニングプログラム、優れた実践を促す動機づけおよび、強制が必要な場合の懲罰などの様々なツールがあること。
- 小規模コミュニティへの水の供給等、特定の環境や種類の供給のための特定の提供またはアプローチを含み、規則は国、地方、および地方の状況にとって適切で現実的であること。
- 関係者の役割および責任が、いかに彼らが協働するかも含め、明確に定義されていること。
- 「何を、いつ、どのように」という情報が、消費者を含む関係者間で共有されており、通常の運営においても事故または緊急時に対応する際にも、とるべき行動が明確に定められていること。
- 規制は、状況、知見の蓄積や技術の進展による変化に適応でき、定期的に見直し改定すること。
- 規制には適切な政策とプログラムの裏付けがあること。

飲料水水質規制は、利用者が安全な飲料水を継続的に不足なく得られることを保証することを目的とすべきである。授權法規は規則に関する広範囲にわたる権限および適用範囲を提供し、また水系疾病の予防や飲料水の十分な提供等の公衆衛生の保護という目的を有するべきである。飲料水規制は、様々な要件、ツール、および規則遵守戦略を通して飲料水の提供と安全性の改善に焦点を当てるべきである。規制には処罰も必要であるが、原則的な目的は不十分な水供給を遮断することではない。

飲料水規制のみが公衆衛生を守ることのできる仕組みではない。他の規制の仕組みには、水源の保護、インフラ、水処理と配水、サーベイランス、および潜在的な汚染や水系疾患などへの対応がある。

飲料水品質規制は、現場主導の結果としてではなく、国家または地方の政策の一部として、暫定基準、許容偏差、および免除を含むこともあるかもしれない。これは決められた期間の間だけ、特定のコミュニティまたは地域に対して行われる一時的な免除という形式をとるかもしれない。短期・中期の目標は、第一に人の健康に対して最も影響のあるリスクを管理するように設定されるべきである。規制の枠組みは長期的・継続的な改善を支えるべきものである。

2.7.2 支援政策・プログラム

規制を策定し公布するだけでは、公衆衛生を確実に守ることはできない。規制は、十分な政策とプログラムによりサポートされなければならない。これには、執行機関などの監督官庁がその責任を果すために十分なリソースを有し、また規則に従うことを求められた人々を援助するために適切な政策とプログラムがあることの保証が含まれる。言い換えれば、規制対象となる人々や規則に責任を持つ人々が失敗することが無いように、適切な支援をするべきだということである。

安全な飲料水を提供するための政策やプログラムの実施や修正は、適切な規制がないという

理由で遅れてはならない。飲料水規制が存在していない場合であっても、例えば教育上の取り組みや消費者と供給者の間で商業上、契約上の取り決め(例えば民事法に則って)により安全な飲料水の供給を促し、強制することさえできるかもしれない。

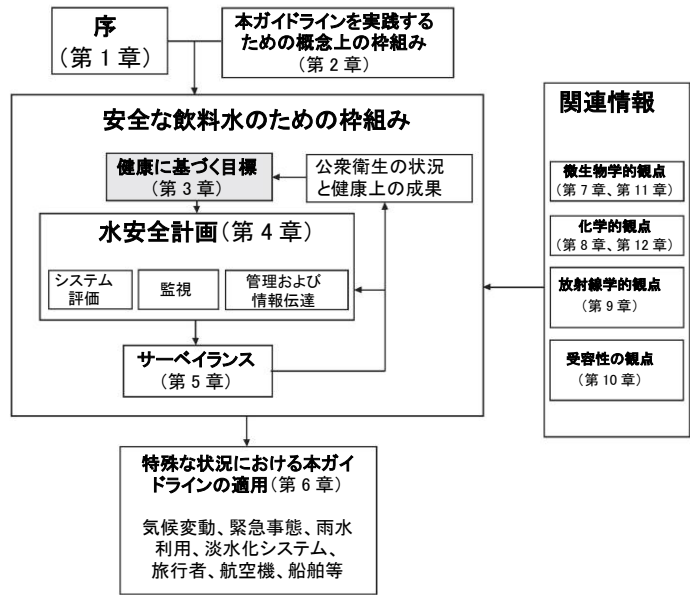
国内のあらゆる場所で許容できる範囲のサービスレベルにて安全な飲料水が入手可能になっていない国々では、政策は安全な飲料水の継続的な入手可能性の向上という目標に言及すべきである。そのような政策綱領は国連ミレニアム宣言におけるミレニアム開発目標 (<http://www.un.org/millenniumgoals/>) の達成と矛盾があってはならず、経済的、社会的および文化的権利に関する水に対する権利に関する国連委員会 (Right to Water of the United Nations Committee on Economic, Social and Cultural Rights) の一般注釈15 (<http://umn.edu/humanrts/gencomm/escgencom15.htm>) や他の文書で概説される受容できるアクセスのレベルを考慮すべきである。

第3章 健康に基づく目標

健康に基づく目標とは、安全上の判断や水系危害因子のリスク評価に基づいて設定された、測定可能な健康、水質、または性能目標である。本ガイドラインは、あらゆる種類の危害因子や水供給に適用できる、健康に基づく4種類の異なる目標について述べている。

- 1) 健康成果目標(例: 耐容疾病負荷)
- 2) 水質目標(例: 化学的有害因子のガイドライン値)
- 3) 処理性能目標(例: 特定の病原体の対数低減)
- 4) 指定技術目標(例: 明示された処理プロセスの適用)

各目標は既存の飲料水ガイドラインや基準の共通要素であり、飲料水水質の保全や向上、ひいては人々の健康の保護や増進のために用いられる。それらは、水道事業者や規制者に対して、既存のシステムが適切であるか、または改善の必要があるかを確認するためのベンチマークを提供する。それらはまた、水安全計画の策定や実施が成功したことの検証を支えるものである。必要であれば、健康に基づく目標は、水の安全と公衆衛生という目的地に至る案内役としての里程標を示すことにより、段階的な改善を支援するために使うことができる。これには通常、定期的な見直しと優先度や目標の更新が必要である。同様に、標準や基準もまた定期的に更新されるべきである(2.6.2 参照)。



健康に基づく目標は、水の安全と公衆衛生の目標に向かう案内役として里程標を示すことにより、段階的な改善を支援するために使うことができる。

健康に基づく目標は、水源の保護や処理プロセスなどの制御手段をはじめとして、安全な飲料水を届けるために適切な、具体的な介入手段を決定する際の助けとなるべきである。

3.1 健康に基づく目標の設定

健康に基づく目標は、いかなる発展段階の国においても適用できる。健康の効果的な保護と増進を図るため、目標は現実的かつ測定可能で、科学的データに基づいており、地域の条件（経済的、環境的、社会的および文化的条件を含む）や、資金、技術および組織といった資源に則したものでなければならない。健康に基づく目標は、公衆衛生の状況や動向、および飲料水が感染症の伝播や有害化学物質への全体的な曝露に寄与することを個人の状況や全体的な健康管理において考慮し、全体的な公衆衛生政策の一部とすべきである。

水は微生物学的、化学的、または放射線学的な危害因子の原因になり得るが、決してこれだけが発生源であるということはない。目標を設定する際、劣悪な公衆衛生や個人の衛生状態の他に、食品、大気、人と人との接触、および消費財などの他の発生源も考慮する必要がある。複数の曝露源からの全体的な疾病負荷が非常に高い所では、飲料水に対し厳しい目標を設定するときの値は限定される。例えば、飲料水がある化学物質からの曝露全体の小さな割合でしかないとき、その化学物質に対する厳しい目標設定をするときの値は限定される。そのような目標を達成するための費用は不必要に他からの資金から転用されるかもしれない。その結果、健康のための介入はさらに切迫し、環境的危害因子からのあらゆる曝露源からの全体的なリスクレベルを下げるという公衆衛生の目的と一致しなくなる(Pruss ら, 2002; Pruss および Corvalan, 2006)。

提案された介入が疾病の全体的な割合に及ぼす影響を考慮することも重要である。病原体やそれに伴う疾病の中には、水質に係る介入の効果が無いかもしれず、したがって正当化できないかもしれない。これは、他からの曝露経路が主たる場合であろう。それ以外の場合、長年の経験から、腸チフスや赤痢などの水系感染症の制御において、飲料水供給および水質管理の改善が効果的であることが示されている。

健康に基づく目標の達成は、広範囲にわたる公衆衛生政策との関連において捉えられるべきであり、これには、衛生、廃棄物処理、個人の衛生状態の改善や、危害因子への個人曝露と個人活動が水資源に及ぼす影響の双方を抑制する方法についての公共教育等が含まれる。公衆衛生の改善、病原体伝播の減少、水資源に対する人的影響の抑制、これらは全て飲料水の安全に寄与する(Howard ら、2002)。

安全性—または特定の状況下で耐容疾病負荷とは何かということ—の判断は、社会全体が役割を果たすべき問題である。健康に基づく目標の採用によって生み出される便益が、コストを正当化するものであるかどうかの最終的な判断は、各国が下すべきである。

通常、公衆衛生の優先度の設定は、潜在的な介入の費用と影響を考慮しながら、疾病の主要な原因となるものに優先的に対処すべきことを示すものである。しかし、このことは、下位の目標が安価に容易に達成されるのであれば、上位の目標に対する注力の妨げにならない限り、下位の目

標を無視することにはならない。

表 3.1 健康に基づく目標の便益

段階	便 益
策定	集団の健康についての洞察を深める 知識の差を明らかにする 優先順位付けを支援する 健康政策の透明性を高める 国の健康プログラムの間での一貫性を助長する 討論を促す
実施	関係機関が協力して行動するよう鼓舞し、動機付ける 関わり合いを改善する 説明責任を高める 資源の合理的割り当てに導く
評価	改善のための確固とした里程標を与える 欠陥や逸脱を是正するための行動を取る機会を与える データの必要性と矛盾点を明確にする

飲料水の安全性を向上するための資源の配分における重要な考え方は、飲料水水質の段階的な改善を促進するための適切なリスク管理システムに裏付けられた、より緩やかで暫定的な目標策定の可能性である。この点において、健康に基づく目標は水質改善の段階的な進捗を支援し評価する基盤として使うことができる。水質改善は、徐々に目標を厳しくすることや、健康保護の目標をより正確に反映する種類の目標への（例えば、指定技術目標から処理性能目標への）進展と関連づけられる。

健康に基づく目標の策定、実施、伝達および評価の各プロセスは、飲料水水質の全体的な予防管理に便益をもたらす。これらの便益の概要は表 3.1 に示すとおりである。

3.2 障害調整生存年数、耐容疾病負荷、および参照リスクレベル

国レベルでは、リスクの許容および耐容疾病負荷に関する決定は複雑で、かつ、意思決定過程で重要な要素である環境、社会、文化、経済、および政治的側面に加え、影響の可能性や程度も考慮する必要がある。各過程において、交渉は重要な部分であり、結果はそれぞれの状況に固有の様々なものになるかもしれない。これらの決定の複雑さにもかかわらず、耐容疾病負荷と参照リスクレベルの定義は、健康に基づく目標の策定と、特定の状況下での決定における出発点としての、基準線を提供することが求められる。

水に関する耐容疾病負荷は、一般的に、下痢症やがんの発生の最大頻度といった特定の健康上の結果として表現される。しかし、これらは結果の重篤度を考慮していない。水中に存在するかもしれない種々の危害因子は、軽度な下痢から、腸チフス、がん、または骨フッ素症の様な重大な結果をもたらすものまで、異なる影響を伴う極めて多様な健康上の結果に関係している。

影響の様々な発生確率、重篤度および期間を考慮した、水に関する異なる危害因子に伴う疾

病負荷を定量化し比較するために用いることのできる共通の「尺度」が必要である。そのような尺度は、各危害因子に対し一貫した対応が取れるように、危害因子の種類(微生物学的、化学的、放射線学的)に関わらず適用できるようにすべきである。本ガイドラインで使う尺度は障害調整生存年数、または DALY (囲み記事 3.1)ともいわれるものである。世界保健機関は、公衆衛生の優先度の評価や環境曝露、特に微生物学的な危害因子の関わる疾病負荷の評価のために DALY を極めて広範囲に用いてきた。

DALY を使う重要な利点は、それが生活の質および量に対する異なる影響を総括し、潜在的なリスクではなく実際の結果に焦点を当てていることである。よって、それは、合理的な公衆衛生の優先度の順位付けを支えることになる。DALY は耐容疾病負荷、および参照リスクレベルを決めるために使うことができる。

「耐容疾病負荷」は、国家政策決定者により策定された水系感染症に関わる健康への影響の負荷の上限値を表す。「参照リスクレベル」は定量的リスク評価において使われるものと同等である。

本ガイドラインでは、耐容疾病負荷を一人当たり年間 10^{-6} DALY の上限として定義する。この DALY の上限は、おおむね過剰生涯発がんリスク 10^{-5} に相当し(すなわち、水質目標とされる水を 70 年以上毎日摂取した場合、100,000 人に1人の過剰発がんを生じる)、これは遺伝子損傷性を有する発がん物質のガイドライン値を決定するために本ガイドラインで使われるリスクレベルである。

化学的有害因子の健康に基づく目標を DALY で表すことにより、微生物学的リスクとの比較が可能になるという利点が生じる。しかし、知見の蓄積が足りないため、化学物質に対して DALY の手法を実際に使うことには限界がある。

場所や状況によっては短期間に 10^{-6} DALY という耐容疾病負荷の目標は達成できない、または現実的ではないかもしれない。複数の経路による曝露(水、食品、大気、人との直接接触、等)による全体的な疾病負荷が非常に高い所では、水系曝露による一人当たり年間 10^{-6} DALY の疾病負荷を設定するだけでは、全体的な疾病負荷に対してほとんど効果がないであろう。一人当たり年間 10^{-5} あるいは 10^{-4} DALY といった、より緩和されたレベルで水系曝露に対する受容リスクを設定することはより現実的であり、しかも質の高い安全な水を提供するという目的に合致しているかもしれない。

3.3 健康に基づく目標のタイプ

健康に基づく目標の特性や一般的な適用例を表 3.2 に示す。健康に基づく目標は、策定および実施に要する資源の量において、また、リスク管理行動の公衆衛生上の便益を明確化する際の正確さにおいて大幅に異なる。最も正確なものは健康成果目標であり、それは、図 3.1 に示すようにその他の目標を導出する基になる。表 3.2 に示された各目標のタイプは、その上段にある目標を根拠としており、上段のデフォルト値による仮定が下段に導入される。同表の上段にある目標

ほどより多くの科学的および技術的な裏付けが必要となり、したがって健康保護のレベルとより正確に関連付けられる。表 3.2 の最下段にある目標のタイプは、実施段階での実務者による最小限の解釈を必要としているものの、多くの仮定(例えば、病原微生物に対する処理性能目標に適用する原水水質の十分なデータが無いなかで指定技術目標を策定する)に依存している。次の段階の目標設定に適用するための重要なデータが無い場合、追加情報を収集するための取り組みをすべきである。この段階的な改善は、健康に基づく目標が、現地の状況にとって可能な限り適切であることを確かなものとする。

困み記事 3.1 障害調整生存年数

水中に存在する可能性のある様々な危害因子は全く異なる健康上の結果をもたらす可能性がある。軽度な結果(例:下痢)もあるが、重篤な結果(例:コレラ、大腸菌 O157 による溶血性尿毒症、またはがん)もある。急性(例:下痢)のものもあれば、遅発性のももある(例:感染性肝炎またはがん)。特定の年齢やグループに関連するものもある(例:高齢者における骨フッ素症は幼児期の高濃度のフッ素への長期曝露によりしばしば生じる。また、E 型肝炎ウイルスへの感染は妊婦の死亡率がきわめて高い)。さらに、どのような単一の危害因子であれ、複数の結果の原因となりうる(例えば、カンピロバクターに関連する胃腸炎、ギラン・バレー症候群、反応性関節炎および死亡)。

公衆衛生の優先度順位付けを支援するため、あらゆるタイプの危害因子に適用でき、かつ影響の発生確率、重篤度および期間などの異なる健康への結果を考慮した共通の尺度が求められる。障害調整生存年数(DALY)はこの尺度を提供するものである。

DALY の基本原則は、その重篤度という観点から、健康への影響に対し良好を0、死亡を1とする範囲で重み付けすることにある。そして、その重み付けに影響の期間と影響を受ける人数を乗じる。死亡の場合、期間は通常の平均余命からの損失年数とみなされる。この手法を用いることにより、重篤度の重み付けが 0.1 の軽い下痢が 7 日間続いた場合の DALY は 0.002 となり、死亡により 30 年間の損失が生じた場合の DALY は 30 となる。

従って、 $DALY = YLL$ (死亡により失われる年数) + YLD (障害または疾病を持って生きる年数)

ここで、障害とは良好な健康を損ねた状況をいうものとする。

例えば、(先進国における)ロタウイルスによる感染は次の様な結果をもたらす。

- ・ 症例数の 97.5%で軽度の下痢(重篤度の評価:0.1)、7 日間継続
- ・ 症例数の 2.5%で重症の下痢(重篤度の評価:0.23)、7 日間継続
- ・ 症例数の 0.015%でまれな乳幼児の死亡

症例毎の DALY が次の様に計算される:

$$\begin{aligned} DALY &= (0.1 \times 7/365 \times 0.975) + (0.23 \times 7/365 \times 0.025) + (1 \times 70 \times 0.00015) \\ &= 0.0019 + 0.0001 + 0.0105 \\ &= 0.0125 \end{aligned}$$

クリプトスポリジウムへの感染により水様性の下痢(重篤度の評価:0.067)が 7 日間継続し、症例数の 0.0001%という極めて低い確率で死亡を伴うことがある。これは 1 症例あたり DALY0.0015 に相当する。

健康に基づく目標の策定における DALY の利用に関する詳しい情報は関連文書「WHO 飲料水水質ガイドラインにおける公衆衛生リスクの定量化 (*Quantifying Public Health Risk in the WHO Guidelines for Drinking-water Quality*)」(付録 1)に記載されている。

表 3.2 健康に基づく目標の特性および適用

目標のタイプ	目標の特性	一般的な適用	補足
健康成果	定義された耐容疾病負荷	処理性能、水質および指定技術目標の導出をするために使われる、国レベルで設定された上位政策目標	本ガイドラインでは耐容疾病負荷を一人当たり年間 10^{-6} DALY と定義する
	悪影響がないか、またはリスクを無視できる	化学的または放射線学的危害因子	国際的な化学的または放射線学的リスク評価から導出される
水質	ガイドライン値	化学的有害因子	個々の化学物質のリスク評価に基づく
		微生物学的水質目標は通常適用されない	大腸菌が糞便汚染の指標として、また水質を確認するために使われる
		放射線学的水質目標は通常適用されない	放射線学上のスクリーニングレベルが適用される
処理性能	有害因子の特定レベルまでの除去	微生物学的有害因子(対数低減で表現される)	定量的微生物リスク評価や健康成果目標または国レベルで設定された一般的な目標に基づき供給者が設定した特定の目標
		化学的有害因子(除去パーセンテージで表現される)	化学的ガイドライン値または国レベルで設定された一般的な目標に基づき供給者が設定した特定の目標
指定技術	検証された技術	微生物学および化学的有害因子の制御	国レベルで設定される: 確立済または検証済の指定技術の性能によりしばしば裏付けられた原水水質の評価に基づく(例えば、地表水のろ過に対する要求事項)

健康に基づく目標の策定においては、「定常」状態と同様に、水質の短期的な事象や変動を考慮するよう留意すべきである。これは、処理性能目標や指定技術目標を策定するとき、特に重要である。短期的な水質は、例えば大量の降雨の後やメンテナンス中などに、著しく悪化する可能性がある。大惨事により原水水質の著しい悪化、多くの処理プロセスにおける効率の極端な低下、またはシステム障害さえ起きかねず、疾病の発生の可能性が非常に高まる。これらの事態は、水の安全に関して長い歴史を持つ「多段バリア原則」をさらに正当化するものである。

化学的有害因子については、健康に基づく目標は、8.5 に概説されているガイドライン値を使い、通常は水質目標という形式をとる。除去率または指定技術目標として表される処理性能目標を化学的有害因子に対して適用してもよい。

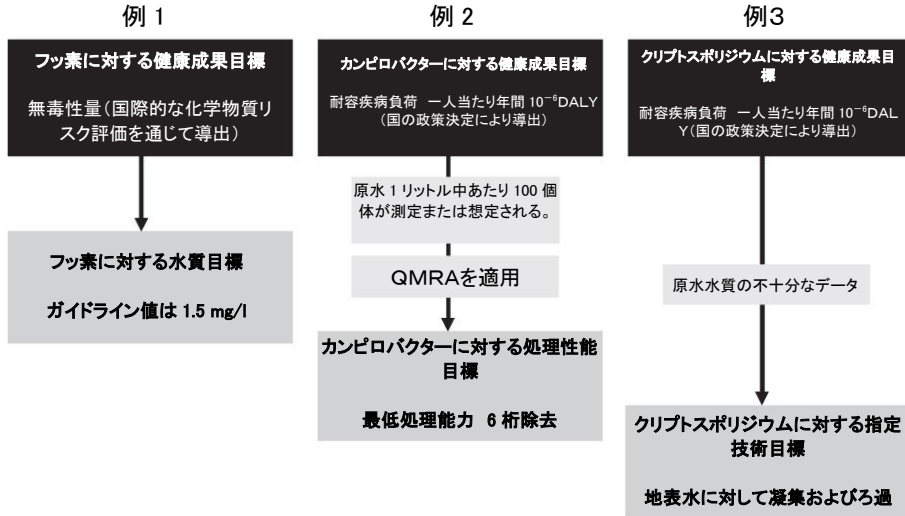


図 3.1 種々の危害因子に対する健康に基づく目標の設定手法例

微生物学的危害因子について、健康に基づく目標は一般的に処理性能目標または指定技術目標という形式をとる。処理性能目標はより多くの情報が必要なため、目標の選択は原水水質に関して入手可能なデータの数に影響される。病原体を対象とした処理済み飲料水の監視という選択肢は実行可能とも経済的とも考えられていないので、一般的には病原体に対して水質目標は策定されない。健康成果目標である一人当たり年間 10^{-6} DALY に相当する病原体の濃度は、通常 10^4 - 10^5 リットル当たり 1 個体未満である。したがって、大腸菌などの指標生物の監視を行うことが現実的かつ費用効率が高い。

実際問題として、飲料水に起因する公衆衛生に対するリスクは、一度に単一の危害因子に帰すことができる場合が多く、そのため目標を導出するときに参照リスクレベルは各危害因子に個別に適用される。

3.3.1 健康成果目標

飲料水の安全性を最も直接的に表現する方法は、下痢症やがんの発生頻度の上限値といった健康成果目標である。各上限値は耐容疾病負荷を意味し、通常は国レベルで設定される。それらは水質目標、処理性能目標や指定技術目標の導出の基になる(図 3.1)。本ガイドラインでは一人当たり年間 10^{-6} DALY を耐容疾病負荷と定めている。閾値のある化学物質については、健康成果目標は無毒性量に基づく(8.2 参照)。

健康成果目標は、水道事業者が水安全計画の一環として行動するために、水質目標、処理性能目標、または指定技術目標に置き換えられなければならない。

3.3.2 水質目標

水質目標は、飲料水中に見つかるかもしれない化学物質に適用する、健康に基づく目標の最も一般的な形式である。8.5 で示すそれぞれの化学物質のガイドライン値は水質目標を提供し、それは水安全計画が飲料水中の化学物質リスク管理に効果的であったことの検証に用いることができる。

ガイドライン値は、水中の化学物質の曝露による健康影響に関する国際的なリスク評価を基に設定される。これらのガイドライン値に基づいて国の飲料水基準(または健康に基づく目標)を策定する際には、当ガイドライン値を導出する時に使われた当初の仮定と共に、環境、社会、文化、経済、食習慣、その他の曝露に影響を及ぼす様々な条件を考慮する必要がある。飲料水中の化学物質からの曝露は、一部の重要な例外を除いて(例えば、ヒ素やフッ素)、他の発生源(例えば、食品、消費財、および大気)に比べ、一般的に軽微である。その結果、国の目標がガイドライン値とは明らかに異なることがある。場合によっては、飲料水に対する対策より、発生源からの化学物質の曝露を防止する対策を取った方が適切かもしれない(例えば、はんだ缶やガソリンからの鉛)。

一例として、飲料水中のフッ素の健康に基づく水質目標の設定を挙げる。付録3の表A3.3では1.5mg/lのガイドライン値が推奨されており、ここでは「国の基準を設定する際は、消費される水量および他の供給からの摂取を考慮すべき」と記されている。つまり、一年を通して温暖で水道管により供給される水が飲料水として好まれる国においては水の消費がより多いことが予想されるので、当局はこのガイドライン値より低い健康に基づく目標をフッ素について選択するかもしれない。同様に、健康に基づく目標は、集団の中で最も脆弱な人々への影響を考慮し考察されるべきである。

特定の化学物質を除去または低減するために浄水処理プロセスが整備されている場合(8.4および付録5参照)、適切な浄水処理の必要条件を決めるために水質目標が用いられるべきである。

水質目標は、健康上問題がある、または、消費者による飲料水の受容性の面で問題があると厳密な評価を受けて判定された化学物質についてのみ、策定されるという点が重要である。当該システムにおそらく存在しない化学物質、ガイドライン値よりずっと低い濃度でしか存在しないであろう化学物質、または、人に健康影響を及ぼさない、あるいは飲料水の受容性に影響を及ぼさない化学物質を測定することは、ほとんど価値がない。一例として、飲料水からの健康リスク全体への影響は無視できるほど僅かな量で存在するかもしれない、飲料水中の放射性核種の水質目標を挙げる。個々の放射性核種の分析は複雑で費用のかかる手順を要する。そのため、そのような場合、9.3で論じるように飲料水中の放射性核種の有無のスクリーニング試験に全 α 放射能および全 β 放射能を適用してもよい。

水質目標は、浄水処理プロセスの結果として、または水と接触する材料から溶出して水中に存

在する化学物質に関する認証プロセスにおいても用いられる。そのような場合には、材料や浄水薬品の認証に用いられる基準を導き出すために仮定が設けられる。一般に、水源で検出されるレベルを超える増加分が許容されなければならない。一部の材料(例えば、給水装置など)については、敷設後の短期間において特定種の物質が比較的高濃度で溶出することを考慮した仮定が必要である。

大腸菌は依然として水質の検証において重要な糞便汚染指標であるが、大腸菌の測定結果はリスクベースの水質目標を示すものではない。指標生物としての大腸菌の利用については第7章で論じる。

3.3.3 処理性能目標

処理性能目標は化学的有害因子に適用できるものの、水道管による水供給における微生物学的有害因子の制御への適用が最も一般的である。処理性能目標は、病原体が、水源保護、浄水処理および配水システムのバリアを超えて侵入することや、配水システム内で増殖することを防ぐことを可能とする、制御手段の選択と使用を助けるものである。

処理性能目標は、原水水質に関連する要求事項を定義する。理想的には、これはシステム固有のデータに基づくべきである。しかし、より一般的には、当目標は様々な原水の水質および形態と関連付けて定義されることになる(7.2 参照)。処理性能目標は、疾病の結果の重篤度などの耐容疾病負荷(許容リスク)、また病原体に対しては定量的微生物リスク評価などの要素を総合して導出することが必要である(7.2 参照)。全ての潜在的な水系病原体に対して処理性能目標を導出することは、データの的に不十分であり現実的ではない。現実的な対応は、各病原体グループ(例えば、細菌、ウイルス、原虫)を代表する参照病原体に対する目標を導出することである。参照病原体を選択する際は、水系感染症の流行や原水の特長などの地域の状況とともに、処理に対する各病原体の感受性も多様であることを考慮しなければならない。

処理能力目標の最も一般的な適用は、健康成果目標に適合し安全となるレベルまで原水中の病原体濃度を低減するための、処理プロセスの適切な組み合わせを特定することにある。これは通常、対数低減として表される。プロセスを選択するためには、それが必要な処理性能目標を達成するという証が必要である(例、確認;2.2.2 と 4.1.7 を参照のこと)。処理プロセスおよび病原体低減の例は 7.3 に示されている。

処理性能目標は、予防措置を通じた病原体濃度の低減を目的とする集水域管理、および配水システムの汚染進入の防止措置に適用できる。処理性能目標は浄水器および浄水処理に使われる指定技術の認証の際にも重要である。器具の認証は他で論じる(1.2.9 を参照)。

処理性能目標は化学的有害因子に適用することができる。微生物学的有害因子に対する目標と比べると、通常それらは特定の化学物質に適用され、除去パーセントにより測定される処理性能が示される(8.4 参照)。

3.3.4 指定技術目標

指定技術目標は通常、特定の状況(例えば、地表水のろ過や消毒)に適用可能な技術に関する推奨という形式を採る。技術は通常、原水の種類および水質(例えば、影響を受けた地表水、保護された地下水)の定性的評価に基づき選択される。指定技術目標は、小規模コミュニティの水供給や家庭レベルで使われる器具に対して最もよく適用される。それらは微生物学的危害因子および化学的有害因子の双方に適用できる。

小規模市町村やコミュニティの飲料水供給者は、多くの場合、資源および個々のシステム評価や健康に基づく目標を開発し策定する能力が限られている。ゆえに、国の規制機関が必要条件または承認される選択肢を直接指定してもよい。例えば、次に掲げる項目が含まれる。

- 原水の種類や特性に関連する指定および承認された浄水処理プロセス
- 井戸頂部の保護に係る必要事項に関するガイダンスの提供
- 配水システムにおける水道水質の保全に関する必要事項

指定目標を定期的に見直し、技術とその応用に関する主たる科学的知見の観点から、最新のものであることを保証することが重要である。

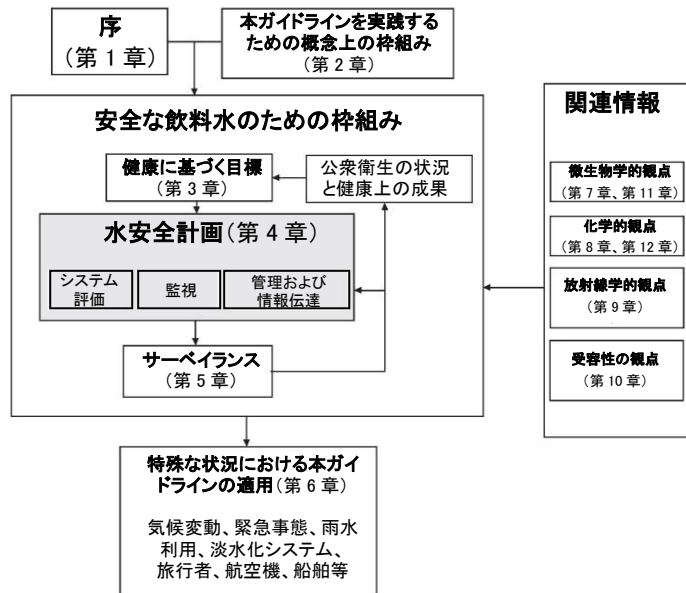
第4章 水安全計画

飲料水供給の安全性を常に保証するための最も効果的な方法は、集水域から消費者までのすべての段階について、包括的なリスク評価とリスク管理のアプローチを適用することである。本ガイドラインでは、このようなアプローチを**水安全計画(WSP)**と呼んでいる。WSPのアプローチは、長い歴史の中で培われてきた飲料水

についての管理作業を組織化して、体系化し、飲料水の水質管理にこれらの作業が確実に適用されるようにするために開発された。WSPは水供給システムおよびその運用の全体を包含する、衛生調査および脆弱性評価の概念が発展したことを示している。WSPのアプローチは、他のリスク管理のアプローチ、特に多段バリアアプローチおよび(食品産業で用いられている)危害度分析重要管理点方式の原理と概念を取り入れている。

本章は、WSPの原理に焦点を当てたものであり、その適用のための包括的な手引きではない。WSPの策定方法に関するより詳細な情報は、関連文書「水安全計画マニュアル(*Water safety plan manual*)」(付録1)に記されている。

WSPの複雑さの程度は状況に応じて変わる。多くの場合においては、個別の飲料水供給システムにつき特定された、重要な危害因子に焦点を当てた非常に単純なものとなるであろう。以下では、様々な制御手段の例を上げているが、これらのすべてがあらゆるケースに当てはまるというわけではない。



WSPは、できるだけ個別の飲料水供給システムに合わせて策定すべきである。小規模なシステムでは、法定機関または公認の第三者機関が汎用なWSPを策定することができるかもしれない。このような場合には、家庭での水の貯留、取り扱いおよび使用に関する指導も必要であろう。家事用水に関する水安全計画は、衛生教育プログラムや各家庭への水の安全性確保の勧告と連携させるべきである。

WSPは3つの主要な要素によって構成され、それらは健康に基づく目標(第3章参照)により導かれるとともに、飲料水供給のサーベイランス(第5章参照)を通して監督される。これらの3要素を以下に示す。

WSPは、飲料水が安全であることを保証するために、飲料水供給事業者が責任を持って行う少なくとも3つの鍵となる項目によって構成される。

- システムの評価
- 効果的な運転監視
- 管理および情報伝達

- 1) 一連の飲料水供給過程(消費点まで)が、全体として定められた目標を満たす水質の水を供給できるかどうかを判定するための**システムの評価**。新システムの設計基準の評価も含む。
- 2) 飲料水システムにおいて特定されたリスクを包括的に制御し、健康に基づく目標を満たすことを保障するための制御手段の特定。特定されたそれぞれの制御手段に対して、求められている処理性能から逸脱した場合には直ちに把握できるよう、適切な**運転監視**手段を定めておかなければならない。
- 3) 通常運転時または事故時に取るべき対応について記載するとともに、改良および改善の計画を含むシステムの評価、監視および情報伝達計画、ならびに、支援プログラムについて文書化した**管理・情報伝達計画**。

優良な飲料水供給作業を保証する上でのWSPの主な目的は、原水の汚染を防ぎまたは最小限にとどめ、浄水処理プロセスにおいて汚染物質を低減または除去し、そして、飲料水の貯留、配水およびその取扱いの過程での汚染を防止することである。これらの目的は、大規模な管路による水供給、小規模なコミュニティ水供給(1.2.6 参照)および自家給水システムに等しく適用できるものであり、以下のことを通して達成される。

- 特定の水道システムと、そのシステムが水質目標を満たす水を供給する能力についての理解
- 汚染源とその制御方法の特定
- 危害因子に対する制御手段のバリデーション(妥当性確認)
- 水供給システムにおける制御手段の運用可能な監視システムの設置
- 常に安全な水が供給されることを保証するための適時の是正措置
- WSP が正しく運用され、国および地域の水質基準または目標を満たす処理性能を達成していることを確認するための飲料水質の検証

WSPは、飲料水供給事業者が安全に供給を管理するための強力なツールである。それはまた、

公衆衛生官署によるサーベイランスも支援する。水供給事業者がWSPを実施する利点として、次のようなものがある。

- 「デュー・デリジェンス(適正な評価手続き)」の実証
- 法令順守の改善
- 効率、性能改善、および事故に対するより迅速な対応の向上につながる、既存の運用手順の合理化および文書化
- リスク評価に基づく長期的な資本投資のより良好な目標設定と根拠づけ
- 職員の既存知識管理の改善、および職員における重要なスキル不足の把握
- 利害関係者との関係改善

水供給事業者および規制官署の課題と責任の一つは、気候変動や異常気象を予測し、計画し、それに備えることである。WSPは、そのような変動や異常を管理するための効果的なツールである(6.1 参照)。

ある特定の事業者が飲料水供給に責任を有している場合、WSP の策定と運用はその責任の中に含まれるべきである。このようにして策定された WSP は、定められた目標を満たす水質の飲料水がその事業者によって供給されるよう、公衆衛生保護に責任を有する官署によって再吟味と承認が行われるべきである。

公式なサービス提供者がない場合には、国または地域の担当官署が、コミュニティー水道や個別の飲料水供給の適切な管理の十分さに関して、情報の提供と指導を行うべきである。これには、運転監視と管理に関する必要条件の明確化も含まれる。このような状況下における検証のアプローチは、地方官署やコミュニティーの能力によって異なるため、国の政策の中で定めるべきである。

水供給事業者の多くはWSPを取り入れ、策定し、運用するにあたり、実務上の課題に直面するであろう。これらの中には次のような誤った認識がある：一つの規定された方法に従わなければならない、WSP の各段階は、リスク管理された状態で水源から給水栓まで定められた順序で実行しなければならない、WSP の策定には常に外部の専門家が必要である、WSP は既存の優良作業に取って代るものである、WSP は必然的に複雑で小規模事業者には不適切である。

WSPの運用においては、それに必要な段階という観点からある最小限の基準が要求される(図4.1)が、水供給事業者の現行の作業に依存し、その組織に見合った柔軟なアプローチを採用して良い。

WSP は、特に水供給事業者の管理下でない原水集水域や、その処理・配水システムに関わる危害因子とリスクを特定するうえで極めて重要なステップである。既存の処理が常に最適な状態で運転されていることを確かめることから始めることは、しばしばそれが、危害因子が飲料水に達することを防ぐ主要なバリアになるという意味で、極めて重要な要素である。他の危害因子が集水域で特定されたとしても、それに対処するには時間がかかるであろうし、そのことを WSP の策定と

飲料水水質ガイドライン

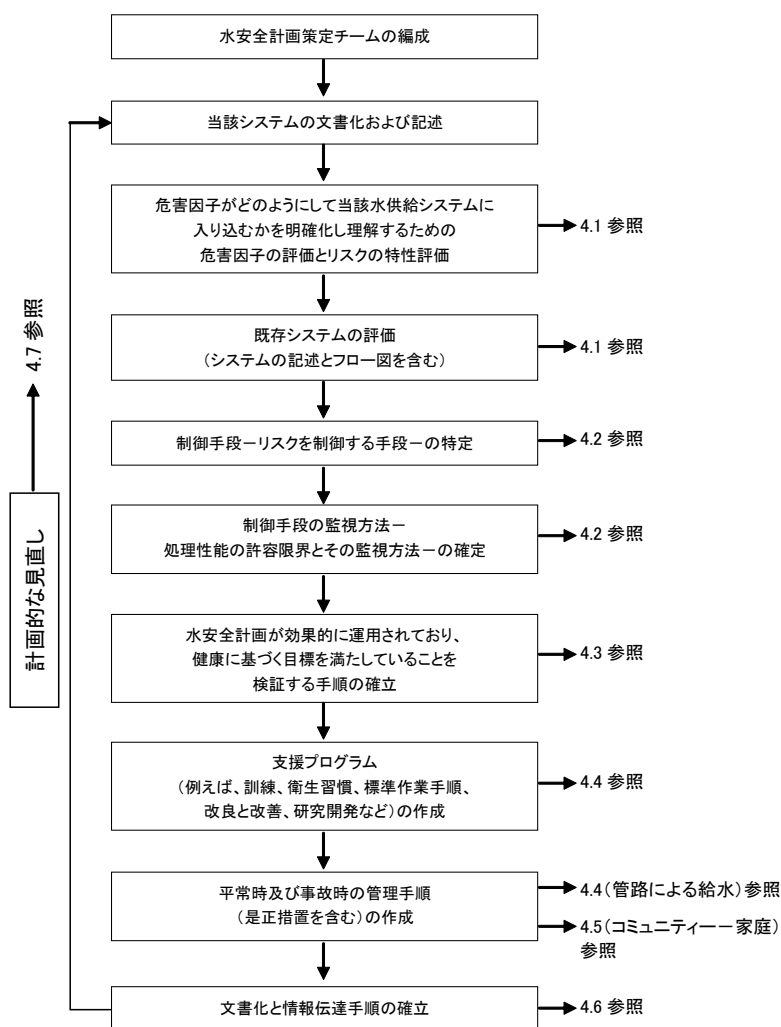


図 4.1 水安全計画策定の手順の概要

運用の開始が遅れる理由にすべきでないという点は認識しなければならない。

同様に、配水システムが完全で適切に管理されていることを確認するプロセスに取りかかることは、水供給事業者の管理下の極めて重要なステップである。

水供給システムの文書化や、各処理プロセスおよび配水システムの運用についての標準作業手順が設定されていることの確認など、WSP の多くの手続きは、飲料水供給においてはごく一般的な優良作業である。したがって、WSP は、すでに実践していることを基にそれを改善すべきである。

WSP は、すでに実施中のプログラムと競合するものとしてとらえるべきではない。例えば、無収

水(例えば、漏水など)対策プログラムは、主として水量の問題であるが、WSPの一部でもある。無収水対策プログラムは、時間給水や低水圧などの問題に対処するものでもあるが、これらはいずれも配水システムにおける飲料水の汚染に関わる要素である。

WSP をすべて一度に完全に策定することは不可能だと認識されているが、システムの配置図作成、危害因子の特定、およびリスク評価をすることにより、重要度を判断する活動の枠組みが提供され、資源の入手と共に継続的に改善するための要求事項を見出すことができる。これらはまた、資源の配分や投資をすべき場合を特定し、かつその手助けになるので、最大のメリットを提供するための目標となり、従って資源と投資の最適化につながる。

国によっては、規制制度が比較的複雑である。WSP および安全な飲料水供給の極めて重要な要素は、環境官署を含む規制官署間、ならびに、規制官署またはその他の官署と水供給事業者間の情報の伝達と交換である。このことは、資源の最適化に際して特に重要であり、また情報の共有は、すべての関係者にとっての節約につながり、水供給の改善を確かなものにする。

人的・技術的・財政的な資源が限られているという理由などにより、多くの国で小規模事業は大きな課題を抱えている。WSP を導入すれば、そのような事業を保護して改善するための、簡易で費用対効果の高い手段を見出す助けとなる。保健官署が地域のコミュニティに対して安全な飲料水の重要性を強調し、そのコミュニティにおける運転担当者の地位を引き上げることが重要である。運転担当者がWSPの運用のための助言や支援を得ることができるよう、関係官署が資源や連絡先を提供することも役立つであろう。

4.1 システムの評価と設計

WSP策定の第一段階は、当該飲料水システムを熟知した各分野の専門家から成るチームの編成である。そのチームは飲料水供給事業者が主導し、かつ飲料水の取水、処理および配水に関する十分な専門知識を有している必要がある。チームには、一般に、飲料水供給の各段階の関係者、また多くの場合、集水域から消費者までの水供給システムに共同の責任を持つ広範囲の利害関係者の代表者が含まれる。チームは技術者、集水域・水源管理者、水質専門家、環境衛生・公衆衛生専門家または衛生学者、運転担当者および消費者の代表若しくはコミュニティの代表が含まれるであろう。多くの場合、チームは関連する規制官署を含め外部機関からのメンバーを含むことになる。小規模事業者にとって、その職員に加え外部の専門知識が加わることは有益であろう。

飲料水システムの効果的な管理を行うには、当該システム、当該システムに影響を与えるかもしれない危害因子および危害事象の範囲と大きさ、ならびに、現実のまたは潜在的なリスクを管理する上での既存のプロセスと基盤施設の能力について、幅広く理解していることが求められる(「衛生調査」として知られている)。また、目的達成能力を評価することも求められる。新システム

の場合や、既存システムの改良を計画する場合、WSP策定の第一段階は、関連情報をできる限り収集・評価し、水が消費者に届くまでに発生し得るリスクについて検討することである。

飲料水システムの評価は、危害因子を制御する効果的な方策を計画して実施する、WSPのこのあとの段階に役立つ。

飲料水システムの評価では、フロー図を含めてシステムを正確に記述すると良い。システムに関するこの記述は、水源の特性、集水域における汚染源の存在、水源と原水の保護手段、浄水処理プロセス、貯留および配水機構（管路による場合とよらない場合を含む）などを含めた、飲料水システムの全体像を示すものである。飲料水システムの記述およびフロー図は、概念的に正確であることが重要である。もし記述が正確でない場合には、重大な危害因子を見落とすおそれがある。正確を期するために、目視でのチェックにより、現場で観察される特徴と対比して、システムの記述の妥当性を確認するべきである。

効果的なリスク管理を行うには、潜在的な危害因子と危害事象を特定し、それぞれによりもたらされるリスクのレベルを評価することが必要である。ここでは、危害因子とは、生物学的、化学的、物理学的または放射線学的媒体で、危害を及ぼすおそれのあるものを意味する。

- ・ 危害事象とは、危害因子の存在（何かが何らかの形で生じること）をもたらす事態や状況を意味する。
- ・ リスクとは、一定の期間にわたって曝露を受けた集団に危害を与える特定の危害因子が存在する可能性を意味し、危害の大きさやその結果もあわせて含む。

原水および飲料水中における病原体や化学物質の存在状況に関するデータと、既存の制御手段の有効性に関する情報を併せて検討することにより、現状の施設のままで健康に基づく目標が達成できるかどうかを評価することが可能である。これらのデータや情報は、健康に基づく目標を達成するために改善が必要な場合に、期待される集水域管理の手段や、浄水処理プロセスと配水システムの運転条件を見極める上でも役に立つ。

危害因子の管理においては、主要な浄水施設の整備に投資するよりも、集水域での予防的プロセスに投資する方が、より効率的であることが多い。

全体的なリスクの推定など、評価を正確に行うためには、飲料水システムのすべての要素（集水域、浄水処理および配水）について同時に検討し、各要素間の相互作用を考慮に入れることが重要である。

4.1.1 新システム

飲料水供給の水源を調査または開発する際には、全体としての安全性を確立し、水源の汚染源を特定するために、広範囲にわたる分析を行うべきである。この分析には、通常、化学的および放射線学的汚染物質を特定するための水文学的解析、地質学的評価および土地利用状況調査が含まれる。

新たなシステムを設計する場合で、新規水源からの取水および浄水処理に用いる技術を選択する際には、水質に関するすべての要素を考慮するべきである。地表水を原水とする場合には濁

度や他のパラメータの変化が非常に大きいので、これに合わせて許容範囲を十分にとっておかなければならない。浄水場は、平均的な水質ではなく、かなりの頻度で発生すると考えられる水質変動を考慮して設計するべきである。そうでないと、例えば、ろ過池が急速に閉塞したり、沈澱池が過負荷になることがある。地下水で化学的侵食性がある場合には、井戸のケーシングやポンプの完全性に影響を与え、水中の鉄の濃度が許容範囲を超える程度に上昇したり、最終的にはシステムが停止したりして、高額をかけて修理しなければならないような事態に陥ることがある。飲料水の水質と利便性がともに低下し、公衆衛生が危機にさらされることになる。

4.1.2 利用可能なデータの収集と評価

飲料水システムの評価を行う場合に考慮すべき事項としては、水の汚染または給水停止を引き起こすおそれのある、飲料水システムの各段階に関わるあらゆる現実のまたは潜在的な危害因子および危害事象があげられる。集水域の分析では、ほとんどの場合、公衆衛生セクターのほか、土地および水の利用者、ならびに、集水域での活動を規制するすべての主体など、その他のセクターとの協議が必要である。重大な問題を見落とさず、最大リスクのありかを特定できるよう、系統立てたアプローチを用いることが重要である。

飲料水システムの全体的な評価では、長期にわたる、そしてまた、特定事象(例えば、豪雨など)のあとにおける、原水の特性と飲料水システムの性能を理解する上で参考となる、過去のあらゆる水質データを考慮に入れるべきである。飲料水システムの各構成要素を評価する際に考慮すべき情報の例は、関連文書「水安全計画マニュアル(*Water safety plan manual*)」(付録1)のモジュール3を参照されたい。

制御すべき危害因子の優先順位付け

危害因子とその発生源を特定したら、リスク管理の優先順位を設定して文書化するために、それぞれの危害因子または危害事象によるリスクを比較するべきである。飲料水の水質を損なう汚染物質は数多くあるが、すべての危害因子に等しく注意を払う必要はない。

危害因子または危害事象によって引き起こされるリスクは、その発生の蓋然性(例えば、確かにあり得る、まれなど)を特定し、その危害因子が発生した場合の結果の甚大さ(例えば、重大でない、重大、壊滅的など)を評価した上で記載する。この目的は、それぞれの危害因子または危害事象について、重大であるか、そうでないかを区別するためである。ここでよく用いられるのは、半定量的マトリクスを用いたアプローチである。

簡易得点化法が、ピアレビューまたはベンチマークに裏打ちされた、WSPチームメンバーの知識と経験に基づく十分に情報に通じた「専門家」としての判断とともに、ガイドライン、科学文献および産業実務の技術情報にしばしば適用される。飲料水システムはそれぞれ異なるので、得点化も各システムに特有なものとなる。小規模飲料水システムで使われている技術について一般的

なWSPが策定された場合、得点化は個々のシステムではなく、技術に対して特有なものとなる。

リスクのランク付けをすることによって、その重大さと関連付けて制御手段の優先度を決定することができる。リスクのランク付けには、半定量的なものから定量的なものまで様々なやり方を適用することができ、関連文書「水安全計画マニュアル(Water safety plan manual)」(付録1)のモジュール3では、一連の実務ベースの例を紹介している。半定量的なやり方の一例を表4.1に示す。この方法を用いる際には、危害因子または危害事象によってもたらされる公衆衛生リスクの判断は、専門家の意見に大きく依存することになる。

表 4.1 リスクをランク付けするための簡易得点化表の例

蓋然性	結果の甚大さ				
	重大でない	やや重大	重大	非常に重大	壊滅的
ほとんど確か	5	10	15	20	25
多分あり得る	4	8	12	16	20
あり得る	3	6	9	12	15
多分あり得ない	2	4	6	8	10
ごくまれにある	1	2	3	4	5

リスク得点	<6	6-9	10-15	>15
リスク評価	低い	中位	高い	非常に高い

表4.2に、発生の蓋然性と結果の甚大さを数値化する際に用いるための記載例を示す。「限界」値を設定し、その値を超えるすべてのリスクについて、直ちに対応措置を取るようにすることが必要である。非常に低いリスクの検討に大きな労力をつぎ込むのは意味がない。

制御手段

制御手段に関する評価と計画立案は、健康に基づく目標が満たされることを保証し、また、危害因子の特定とそのリスク評価に基づくものでなければならない。ある危害因子に適用する制御のレベルは、リスクのランク付けの結果に見合ったものでなければならない。制御手段の評価には、以下のことが含まれる。

- 集水域から消費者に至るまでの、個々の重大な危害因子または危害事象に対する既存制御手段の特定
- 全体として考え合わせた場合に、制御手段がリスクを許容レベル内に抑制する上で効果的かどうかの評価
- 改善が必要な場合、適用できる代替または追加の制御手段の評価

制御手段の特定と実施は、多段バリアの原則に基づいて行われるべきである。このアプローチの強みは、一つのバリアが故障しても、残りのバリアの効果的な運転で補うことにより、汚染物質がシステム全体に混入して、消費者に危害を与えるような濃度となるおそれを最小限にできることである。多くの制御手段は、一つ以上の危害因子を制御することが可能であるが、効果的な制御のためには、複数の制御手段を必要とする危害因子もあるであろう。そのような制御手段の例を以下に示す。

制御手段とは、飲料水供給において、水の安全に関わる危害因子を除去または大幅に低減する活動またはプロセスである。これらの手段は、飲料水が健康に基づく目標に一貫して合致するよう、まとまった形で適用される。

すべての制御手段は重要であり、常時注意を払うようにするべきである。制御手段は、その特性と状況変化の速さに基づく監視手法とデータ収集頻度で、運転の監視と制御が行われるべきである。(4.2参照)

表 4.2 リスクの得点化に用いる蓋然性と甚大さの定義の例

項目	評価	定義
蓋然性		
ほとんど確か	5	1日に1回
多分あり得る	4	1週間に1回
あり得る	3	1ヶ月に1回
多分あり得ない	2	1年に1回
ごくまれにある	1	5年に1回
甚大さ		
壊滅的	5	公衆衛生上の影響
非常に重大	4	規制上の影響
重大	3	外観上の影響
やや重大	2	法令順守上の影響
重大でない	1	影響なしまたは検知不能

4.1.3 水資源および水源の保護

効果的な集水域管理により、多くの利益が得られる。原水の汚染を軽減することにより、必要な浄水処理の量を減らすことができる。これにより、浄水処理による副生成物の生成量を少くし、運転費用を最小化することができる。

危害因子の特定

原水水質の変化は、求められる浄水処理、処理効率およびその結果得られる浄水に係る健康リスクに影響するため、その理由を理解することが重要である。一般に、原水水質は、自然および人為的利用の要因による影響を受ける。自然的要因としては、野生動物、気候、地形、地質および植生がある。人為的利用の要因としては、点源(例えば、排水など)と非点源(例えば、表面流

出など)がある。例えば、都市下水は病原体の主要な汚染源となることがあり、都市降雨流出水および家畜は相当な微生物負荷となることがあり、人体が水に接触するレクリエーションは糞便汚染源となることがあり、農薬や肥料を含む農地流出水は浄水処理の課題を増やすことになることがある。

原水が地表水であるか地下水であるかにかかわらず、その地域の集水域もしくは帯水層の特質を理解し、水質汚染が引き起こされる過程を明確にして管理することが重要である。水利用の競争や増大する開発圧力のため、集水域での汚染につながる活動を減らしていくことが、制約されることがある。しかし、活動を大幅に制限することなく土地を利用し、危害因子を封じ込める有効な対策を導入することは、しばしば可能であり、利害関係者との協調は、有益な開発を抑制せずに汚染を抑えるための強力な手立てとなる。

水資源と水源の保護は、飲料水の水質を守る第一のバリアである。集水域の管理が飲料水供給事業者の管轄外である場合、制御手段の計画と実施については他の関係機関との調整が求められる。このような関係機関には、計画官署、集水域を管理する機関、環境および水資源の規制官署、道路を管理する官署、緊急事態に対処する機関、ならびに、水質に影響を与える活動を行う農業、工業およびその他の営利団体が含まれる。水資源と水源の保護のすべての観点に最初から傾注することはできないであろうが、それでも、集水域の管理は優先して行うべきである。このことは、汚染リスクを評価し、その低減のための管理方法の改善に関する計画を策定する利害関係者間の組織を通して、飲料水資源に対する所有者意識と共同責任意識の形成に役立つ。

被圧深層地下水は、通常、直接的な汚染がなく、微生物学的に安全で、化学的に安定している。しかし、浅層地下水や不圧地下水は、農業活動(例えば、病原体、硝酸塩および農薬など)、オンサイトでの衛生処理および下水道(例えば、病原体および硝酸塩など)、ならびに、工場からの排水の放流または浸透による汚染を受けることがある。危害分析およびリスク評価の一部として考慮すべき危害因子や危害事象の例は、関連文書「水安全計画マニュアル(*Water safety plan manual*)」のモジュール4、および関連文書「健康のための地下水保護(*Protecting groundwater for health*)」(付録1)を参照されたい。

制御手段

水資源および水源の効果的な保護には、以下の要素が含まれる。

- 地表水源および地下水源保護のための制御手段を含む、集水域管理計画の策定と実施
- 計画立案規制が、汚染のおそれのある活動からの水資源の保護(土地利用計画策定および集水域管理)を含み、それが強制力を持つことの確認
- 人為活動が水質に及ぼす影響に関するコミュニティでの啓発活動

利用可能な水源が複数ある場合には、処理して供給する水を柔軟に選択できるであろう。水質が良くないとき(例えば、豪雨後など)には、リスクを減少させ、処理過程での問題を回避するために、河川からの取水を避けることができるであろう。

貯水池に水を貯留することにより、沈降および太陽光(紫外線)での消毒による不活化などを通じて、糞便性微生物数を減少させることができるが、一方では新たに汚染が生じる機会を与えることにもなる。ほとんどの糞便由来の病原微生物(腸管病原体)は、環境中で生残し続けることはできない。腸管系細菌は数週間で死滅する。腸管系ウイルスや原虫はしばしばより長く(数週間から数ヶ月間)生残するが、沈降や土壌細菌との拮抗作用により除去されることが多い。滞留することにより懸濁物質が沈降するので、あとの消毒がより効果的になるとともに、消毒副生成物(DBP)の生成量が低減される。

地下水源の制御手段としては、帯水層や孔口周囲の汚染からの保護と、井戸の物理的な完全性(地表面のシール、損傷のないケーシングなど)の確保を含めるべきである。詳細な情報は関連文書「健康のための地下水保護(*Protecting groundwater for health*)」(付録 1)に記されている。

原水と集水域ならびに取水および貯水システムの効果的な保護のための制御手段の例は、関連文書「水安全計画マニュアル(*Water safety plan manual*)」(付録 1)のモジュール4を参照されたい。また、集水域の特徴を表す指標生物の利用に関するより詳細な情報は、関連文書「飲料水の微生物学的安全性評価(*Assessing microbial safety of drinking water*)」(付録 1)の第4章にも記されている。

4.1.4 浄水処理

原水保護に続く、飲料水システムの汚染に対する次のバリアは、消毒および汚染物質の物理的除去を含む浄水処理プロセスのバリアである。

危害因子の特定

浄水処理の過程では危害因子が持ち込まれるおそれがあり、また、危害が生じやすい状況では、汚染物質が高濃度で浄水処理過程を通過してしまうことがある。浄水処理用薬品、または、飲料水との接触による生成物など、浄水処理プロセスを通じて飲料水の構成成分が持ち込まれる。原水の突発的な高濁度は、浄水処理プロセスに悪影響を及ぼし、腸管病原体が浄水ならびに配水システムに混入する原因となる。同様に、ろ過池の逆洗直後にはろ過機能が不完全なため、配水システムに病原体が混入することがある。

飲料水の処理性能に影響を及ぼす危害因子や危害事象の例については、関連文書「水安全計画マニュアル(*Water safety plan manual*)」(付録 1)のモジュール3を参照されたい。

制御手段

制御手段には、前処理、凝集、フロック形成、沈澱、ろ過および消毒が含まれる。

前処理には、粗ろ過、マイクロストレーナー、河道外貯留および河岸ろ過がある。前処理の選択肢は、簡単な消毒から膜ろ過まで広範囲にわたる。前処理により、微生物、天然有機物および懸濁物質の負荷を、減少または安定化させることができる。

凝集、フロック形成、沈澱(または浮上分離)およびろ過により、微生物(細菌、ウイルスおよび原虫)を含む粒子を取り除くことができる。安定した信頼性のある処理性能を達成するため、これらのプロセスを最適化して制御することが重要である。薬品凝集は、凝集/フロック形成/沈澱プロセスの除去効率を決定する最も重要なステップである。それは、また、粒状ろ材を用いたろ過装置の除去効率に直接影響するとともに、消毒プロセスにも間接的に影響する。凝集プロセスそのものにより、新たな微生物学的危害因子が浄水中に混入するおそれはないが、凝集不良やその効率が低い場合には、配水システムへの微生物負荷が増大するであろう。

飲料水の浄水処理では、粒状ろ材ろ過、緩速砂ろ過、プレコートろ過、膜ろ過(精密ろ過、限外ろ過、ナノろ過および逆浸透)など様々なろ過プロセスが用いられる。適切に設計して運転すれば、ろ過は病原微生物に対する安定で効果的なバリアとなり、またときには浄水処理における唯一のバリア(例えば、消毒剤として塩素のみを使用している場合における直接ろ過によるクリプトスポリジウムオーシストの除去についてなど)となることもある。

ほとんどの浄水処理システムにおいては、必要なレベルの微生物リスクの低減を達成するために十分な濃度の消毒剤が必須である。特定の pH と温度における Ct 値(消毒剤濃度と接触時間の積)の概念を適用し、他の、より抵抗力の高い病原微生物に必要な不活化レベルを考慮に入れることにより、消毒に対して感受性のより高い微生物も効果的に制御されることが保証される。消毒を行う場合、DBP 生成量を最小に抑える方法についても考慮しなければならない。

最も一般に用いられる消毒プロセスは塩素処理である。オゾン処理、紫外線照射、クロラミン処理および二酸化塩素処理も用いられる。これらの方法は、細菌を死滅させるのに非常に効果的であり、また、ウイルス(種類による)の不活化にもそれぞれに応じて効果があり、さらにこのうちいくつかは、ジアルジアおよびクリプトスポリジウムを含む多くの原虫の不活化にも効果がある。原虫のシストやオーシストを効果的に除去または不活化するには、凝集およびフロック形成のあとにろ過(粒子および濁度を除去するため)し、そのあとに消毒(一つまたは複数の消毒剤の組み合わせによる)するのが最も実際的な方法である。

消毒後の浄水を消費者に供給する前に貯留することにより、消毒剤との接触時間が長くなり消毒効果が高まる。これは、ジアルジアやある種のウイルスなど、消毒に対して抵抗力の高い微生物に対して特に重要である。

浄水処理による制御手段の例については、関連文書「水安全計画マニュアル(*Water safety plan manual*)」(付録 1)のモジュール 4 を参照されたい。また、より詳細な情報は、関連文書「浄

水処理と病原体制御 (*Water treatment and pathogen control*)」(付録 1)にも記されている。

4.1.5 管路による給水システム

微生物の増殖、管材の腐食および堆積物の生成を防ぐために、浄水処理プロセスを最適化するべきである。

配水システムにおいて良好な水質を維持できるかどうかは、配水システムの設計と運用、ならびに汚染の防止と、その内部における堆積物の蓄積の防止および除去のための維持管理と調査に依存する。

危害因子の特定

配水システムの保護は、安全な飲料水を供給する上で必須である。配水システムは、その特性として、何キロにも及ぶ配水管、貯水槽、工場との接続および不法行為や破壊行為の可能性を有しているため、微生物や化学物質による汚染の機会がある。管路給水システムにおける危害因子および危害事象の例は、関連文書「水安全計画マニュアル (*Water safety plan manual*)」(付録 1)のモジュール 3 を参照されたい。

配水システムにおいて腸管系病原体または有害化学物質による汚染が生じた場合、消費者がそれらによる曝露を受けることになる。病原体が侵入した場合、残留消毒剤が微生物の発生抑制のために用いられていても、汚染に対応するには不十分であったり、混入した病原体の一部または全部に対して効果がなかったりすることがある。その結果、感染や発病につながる可能性がある濃度で病原体が存在することがある。

水が時間給水されている場合、水圧が低くなると、破損箇所、亀裂、継手およびピンホールから配水システム内に汚染水が侵入する。時間給水は望ましいことではないが、多くの国でごく一般に行われており、それによりしばしば汚染が生じている。時間給水では浸透や逆流のリスクが増加するので、水質制御が重要な課題となる。季節的に土壌の水分が増加し、土壌からパイプへの圧力傾斜が発生しやすくなると、それに応じてリスクが高まる。時間給水を行っていて管内に汚染物質が侵入する場合、システムに水を流して給水を再開したときに、濃縮された汚染水の「おり」が配水システムを通して流れ、消費者へのリスクが増加することがある。時間給水対策として家庭で貯水する場合、微生物の増殖を抑制するために、消毒剤の局所的な使用が妥当とされることがある。

配水システムに流入する飲料水には、自由生活型のアメーバや、種々の従属栄養微生物および菌類の環境適応株が含まれることがある。好適条件下では、アメーバや、シトロバクター、エンテロバクターおよびクレブシエラなどの従属栄養微生物が配水システム内にコロニーを作り、生物膜を形成することがある。これらの生物膜のほとんどの微生物(例外の一つが建築物の水供給システム内でコロニーを形成するレジオネラである)については、その存在が、極端に免疫力の落ち

た人を除く一般集団への飲料水を通じた健康への悪影響に関連しているという証拠はない(関連文書「従属栄養細菌数と飲料水の安全性 (*Heterotrophic plate counts and Drinking-water Safety*)」(付録 1) 参照)。

通常、配水システム内の水温と栄養塩濃度は、生物膜内での大腸菌 (腸管系病原細菌) の増殖をもたらすほど高くなることはない。したがって、大腸菌の存在は、ごく最近に糞便汚染があった証拠と考えるべきである。

洪水、渇水および地震などの自然災害は、管路給水システムに重大な影響を及ぼすことがある。

制御手段

配水システム内に流入する水は、微生物学的に安全でなければならず、しかも、生物学的に安定したものであるべきである。配水システム自体は、消費者に水が届くまでの間、汚染に対して確固たるバリアでなければならない。配水システム全体を通して消毒剤が保持されていれば、再汚染に対してある程度までの防護となり、微生物の増殖の問題を限られたものとすることができる。クロラミン処理は、長い配管内の水中や沈澱物中のネグレリア・フォーレリ (*Naegleria fowleri*) の制御に好結果をもたらすことが示されており、また建築物内でのレジオネラの再増殖を抑制することができるであろう。

残留消毒剤は、微生物汚染に対する部分的な防護となるが、一方では、特に、抵抗力のある生物による汚染が、大腸菌のような一般的な糞便汚染指標細菌を用いることにより、検出されなくなってしまうことがある。残留消毒剤を配水システム内で使用する場合、DBPの生成量を最少にする手段を検討するべきである。

配水システムは完全に密閉し、配水池や貯水槽には汚染を防ぐための雨水排除機能を備えた屋根を取り付けるべきである。貯水および配水における、短絡流の制御と水の停滞防止は、微生物の増殖防止に寄与する。逆流防止装置の使用、配水システム全体にわたる正水圧の維持および効率的な維持管理手順の実施など、多くの方策を、配水システムにおける水質の維持のために採用することができる。飲料水システムの施設への無断立ち入りや妨害を防ぐために、適切な安全手段を講じることも重要である。

制御手段としては、より安定した二次的な消毒剤 (例えば、遊離塩素の代替としてのクロラミンなど) の使用、管路の更新・洗浄・再ライニングプログラムの実施、ならびに、配水システム内の正水圧の維持などがある。貯水槽、ループおよび配水管末端における水の停滞を回避し、配水システム内における水の滞留時間を短縮することも、飲料水の水質の維持に寄与する。

配水システムの制御手段のその他の例については、関連文書の「水安全計画マニュアル (*Water safety plan manual*)」(付録 1) のモジュール4を参照されたい。また、より詳細な情報は、関連文書「管路給水における水の安全性 (*Safe piped water*)」(付録 1) にも記されている。

4.1.6 管路によらない給水システム、コミュニティー給水システムおよび自家給水システム

危害因子の特定

管路によらない給水、コミュニティー給水および自家給水システムにおいては、危害因子の特定はケース・バイ・ケースで行うのが理想的である。しかし、実際には、その信頼性は、通常、技術またはシステムのタイプに関係し、国または地方レベルで特定される危害条件の一般的な仮定に依存する。

管路によらない様々な給水システムにおける危害因子や危害状況の例については、関連文書「水安全計画マニュアル(*Water safety plan manual*)」(付録1)のモジュール3を参照されたい。また、より詳細な手引きは、関連文書「水安全計画(*Water Safety Plans*)」(付録1)および「コミュニティー給水のサーベイランスと制御(*Surveillance and control of community supplies*)」(WHO, 1997)にも記されている。

制御手段

求められる制御手段は、理想的には水とその集水域の特性に依存するが、実際にはこれらのそれぞれについて、各システムに固有な評価ではなく、標準的なアプローチを適用することができる。

管路によらない様々な給水の水源に対する制御手段の例は、関連文書「水安全計画マニュアル(*Water safety plan manual*)」(付録1)のモジュール4および「コミュニティー給水のサーベイランスと制御(*Surveillance and control of community supplies*)」(WHO, 1997)を参照されたい。

ほとんどの場合、地下水源の汚染は簡単な方法の組み合わせにより制御することができる。汚染物質を急速に水源まで侵入させる割れ目や裂け目がなければ、被圧または深層帯水層の地下水には、通常、病原微生物は存在しない。管井戸の孔は十分な深さまでケーシングを施し、地表水や浅層地下水が侵入しないよう、井戸の頂部を密閉するべきである。

雨水集水システムで、特に地上に貯水槽を設けているものは、比較的安価な水の供給が行える(6.2参照)。主な汚染源は、鳥、小動物、屋根にたまった塵埃である。これらの汚染源による影響は、以下の簡単な手段で最小限に抑えることができる。すなわち、雨樋は定期的に掃除すること、張り出した枝を最小限の長さにする(落葉などの発生源であり、また、屋根の集水部分への鳥や小動物のアクセスを高めるため)、および、貯水槽への流入管に落葉除去用ストレーナを設置することである。降り始めの屋根を洗う雨水(20~25L)が貯水槽に入らないよう、初期流出水放流装置の設置が推奨される。放流装置を使用できない場合、脱着式の縦管を使用することにより、手動で同様の効果を得ることができる。

一般に、微生物学的安全性を確保するため、地表水の場合には少なくとも消毒が必要であり、通常はろ過も必要である。第一のバリアは、水源への人の排泄物、家畜およびその他の危害因

子による汚染を、最小限に抑えることを基礎とする。

水源の保護を強化すれば、その分だけ、浄水処理や消毒に頼らなくて済むようになる。貯水および消費者への配水過程における水は、配水および貯水システムを確実に密閉して保護すべきである。このことは、管路によるコミュニティ給水システムおよび水売りによる水(6.3)についても当てはまる。一般家庭で貯水する場合には、手、ひしゃく、または、その他の汚染物質が付着した物が使われないよう、密閉された貯水槽、または、安全対策が施された貯水容器を用いることにより、汚染を防ぐことができる。

化学的有害因子の制御に関する信頼性は、主として、汚染源の当初のスクリーニング、ならびに、浄水薬品、材料および貯水システムを含めたこの用途に使われる装置の品質と性能の確保に委ねられる。

下記の水供給のタイプについては、モデル的なWSPが汎用的に策定されることがある。

- 保護された動力ポンプ付き井戸からの地下水
- 一般的な浄水処理
- 多段ろ過
- 水供給事業者が管理する管路給水システムにおける貯水と配水
- コミュニティ管理の管路給水システムにおける貯水と配水
- 水売り
- 交通機関(航空機、船舶および列車)に搭載される水
- 手で水を汲み上げる管井戸
- 手で水を汲み上げる湧水
- 簡易な、保護された掘り抜き井戸(素掘り井戸)
- 雨水の集水

家庭での集水、水の運搬および貯水における水の安全性確保の方法については、手引きが用意されている(関連文書「家庭での水管理(*Managing water in the home*)」(付録1)参照)。この手引きは、水系感染症低減のため、健康増進支援の衛生教育プログラムと併せて活用すべきである。

4.1.7 バリデーション

危害因子や危害事象の予測と管理のために策定されたWSPが信頼し得るものであるためには、それが正確で信頼性の高い技術情報に裏付けられていることが必要である。バリデーション(妥当性確認)は、制御手段の性能に関する証拠を得ることと関わりがある。バリデーションは、制御のタイプに応じて、既存のデータや文献、または、平常時および非常時の性能を実証するための目標設定した監視プログラムなどを用いて、現場査察により行うことができる。

浄水処理プロセスのバリデーションでは、処理プロセスにおいて要求を満たす運転ができ、かつ要求されるレベルの危害因子の低減が達成できることを示すことが求められる。微生物学的危害因子の場合、これらの要求レベルは、一般に参照病原体(7.2 参照)の利用に基づく処理性能目標という形で示される。このバリデーションは、パイロット段階での調査時、もしくは、新たなまたは改修された浄水処理システムの運用初期において行われる。それは、既存の浄水処理プロセスの最適化にも有効なツールである。

バリデーションとは、制御手段の有効性を証明するための調査活動である。システムを新たに建設したり修復した場合には、一般に確認の作業を徹底的に行なう。これにより、想定値ではなく、高い信頼度で達成可能な水質に関する情報や、制御手段が危害因子の効果的な制御に寄与することを保証する上で必要な運転基準を明確にするための情報が得られる。

バリデーションの第一段階は、既存のデータと情報の検討である。情報源には、科学文献、関連業界団体、より大きな官署との協力提携および目標基準設定、メーカーの仕様書、ならびに、過去のデータなどがある。この段階で、試験が必要な事項が明らかとなる。例えば、水の組成や水質の変化が制御手段の効率に大きな影響を及ぼすことがあるので、バリデーションに用いるデータはシステム固有の条件に見合ったものであることが重要である。

バリデーションの第二段階は、飲料水供給における日々の管理に適用されるものではない。その結果として、バリデーションにおいては、運転監視には向かない微生物学的パラメータが用いられ、病原体測定の結果が得られるまでの時間遅れや、そのための追加費用がしばしば許容されることがある。パラメータには、処理の目標とする微生物を反映するように選ぶべきである(7.2 参照)。バリデーションにおいては、指標パラメータがますます使われるようになってきている。例えば、コリファージ(大腸菌ファージ)はろ過プロセスによるウイルス除去効果の評価、あるいは、消毒効果の測定に用いることができ、また、ウェルシュ菌はろ過プロセスによる原虫の除去効果の測定に用いることができる。

バリデーションは、飲料水供給における日々の管理に適用されるものではない。その結果として、バリデーションにおいては、運転監視には向かない微生物学的パラメータが用いられ、病原体測定の結果が得られるまでの時間遅れや、そのための追加費用がしばしば許容されることがある。パラメータには、処理の目標とする微生物を反映するように選ぶべきである(7.2 参照)。バリデーションにおいては、指標パラメータがますます使われるようになってきている。例えば、コリファージ(大腸菌ファージ)はろ過プロセスによるウイルス除去効果の評価、あるいは、消毒効果の測定に用いることができ、また、ウェルシュ菌はろ過プロセスによる原虫の除去効果の測定に用いることができる。

バリデーションは、有効な制御手段が継続して効果的に作動していることを明らかにするために設計されている、日常的な運転監視と混同すべきではない(4.2 参照)。バリデーションプロセスにおいて、最も効果的で強固な運転モードを特定することにより、運転性能の改善に繋がるのがよくある。単体性能のより適切な運転監視パラメータの特定なども、バリデーションプロセスの利点として上げられる。

4.1.8 改良と改善

飲料水システムの評価により、現行の作業や制御手段では、飲料水の安全性を確保することができないという結果がもたらされることがある。ある部分の改善が必要なだけで、あとは現行の作業を再吟味し、文書化し、公式なものにするだけで十分という場合もあれば、大規模な施設の改造が必要な場合もある。システムの評価は、WSPの完全実施のために必要とされる計画を策定するための根拠として活用されるべきである。

飲料水システムの改善には、下記のような様々な事項が含まれる。

- 主要施設改善事業
- 訓練
- 運転手順の強化
- コミュニティー相談プログラム
- 研究開発
- 事故対策指示書の作成
- 情報伝達と報告

改良・改善計画には、短期(例えば、1年など)のものから長期にわたるプログラムまでがある。短期的な改善としては、例えば、コミュニティー相談プログラムの改善やコミュニティー啓発プログラムの作成などがある。長期的な主要施設改善プロジェクトとしては、水槽の覆蓋設置や、凝集およびろ過の強化などがある。

改善計画の実施には、多額の費用がかかる場合があるので、詳細な分析と、リスク評価結果に基づく慎重な優先順位付けが求められるであろう。改善計画の実施に際しては、改善が実行され、有効であることを確認するために監視を行うべきである。制御手段はしばしばかなりの費用を伴うものであり、限られた予算の中で飲料水供給の他の観点との兼ね合いを考慮せずに、水質改善について決定を下すことはできない。優先順位を明確にすることが必要であり、また、一定期間にわたって段階的に改善を実施することが必要となるであろう。

4.2 運転監視と制御の維持

運転監視は、制御手段が効果的に作動し続けていることを判定するために、計画的に行う日常活動のセットである。運転監視においては、飲料水供給事業者は、効果的なシステムの管理を可能にし、健康に基づく目標の達成を保証するという目的のもとに、各制御手段をタイミング良く監視する。

4.2.1 システム制御手段の決定

制御手段の内容と数は各システムに固有であり、危害因子や危害事象の数と特性およびそれにより引き起こされるリスクの重大さにより決まる。

制御手段は、制御できなくなる可能性や、その場合にもたらされる結果を考へて入れたものでなければならない。制御手段には、以下のことを含め、多くの運転上の必要条件がある。

- 測定可能で、運転効果を明確にするために限界値を設定できる運転監視パラメータ
- 適時、不具合を明らかにできるよう、十分な頻度で監視することができる運転監視パラメータ
- 限界値を逸脱した場合に取り得る是正措置の手順

4.2.2 運転監視指標の選定

運転監視には、パラメータの測定または観察活動が含まれる。運転監視において選ばれるパラメータは、各制御手段の効果を考慮したもので、適時に運転状況が把握でき、容易に測定可能であって、必要な場合に適切な対応が取れるようなものであるべきである。測定可能な変数の例としては、残留塩素、pHおよび濁度などがあり、目視によるものの例としては、害虫よけスクリーンの完全性などがある。

運転監視では、適切な時間間隔で制御手段の処理性能を評価する。時間間隔には大きな幅があり、例えば、オンラインでの残留塩素の制御から、四半期ごとの井戸の台座の完全性の検証まで様々である。

腸管病原体や指標生物は、試料の処理と分析に時間がかかり、水が供給されるまでに運転の調節ができないことから、運転監視に用いるにはしばしば限界がある。

様々なパラメータを運転監視に用いることができる。

- 原水については、濁度、紫外部吸光度、藻類の増殖、流量と滞留時間、色度、電気伝導度、地域の気象現象および防護（例えば、フェンスなど）あるいは取水施設（例えば、井戸シールなど）の完全性などがある（関連文書「健康のための地下水保護 (*Protecting groundwater for health*)」(付録1) 参照)。
- 浄水処理については、消毒剤の濃度と接触時間、紫外部吸光度、pH、可視部吸光度、膜の完全性、濁度および色度などがある（関連文書「浄水処理と病原体制御 (*Water treatment and pathogen control*)」(付録1) 参照)。
- 管路給水システムの運転監視パラメータには次のようなものがある。
 - 一 残留塩素の監視により、微生物学的パラメータの測定が必要となる問題の発生を直ちに知ることができる。通常、安定して存在している残留塩素が突然消失することは、汚染の侵入を意味する。あるいは、配水システム内で場所によっては、残留塩素を維持することが困難であったり、または、残留塩素が徐々に減っていく場合には、細菌の増殖により、水または管路による酸化剤の要求量が多くなっていることを示している。

- 酸化還元電位の測定も、消毒効果の運転監視に用いることができる。効果的な消毒を保証するために必要な最低限の酸化還元電位を、特定することが可能である。この値はケース・バイ・ケースで決めなければならないが、すべての場合に適用できる値を推奨することは不可能である。運転監視技術としての酸化還元電位について、さらなる研究と評価が強く望まれる。
- 水供給において存在する**従属栄養細菌数**は、微生物増殖能の増加、生物膜の活性度の増加、滞留時間の増加、または、水の停滞およびシステムの完全性の喪失などの変化に関する有用な指標である。水供給において存在する従属栄養細菌数は、浄水処理システム内におけるろ過池などの広い接触面の存在を反映し、配水システムの状態の直接的な指標とはならないことがある(関連文書「従属栄養細菌数と飲料水の安全性(*Heterotrophic plate counts and drinking-water safety*)」(付録 1)参照)。
- **水圧測定と濁度**も、管路給水システムにおける有用な運転監視パラメータである。

配水システムの運転・維持管理に関する手引き(関連文書「管路給水における水の安全性(*Safe piped water*)」(付録 1)参照)が用意されており、これには、水質およびその他水圧などのパラメータの監視プログラム策定について記されている。

運転監視パラメータの例を表 4.3 に示す。

4.2.3 管理限界と許容限界の設定

制御手段は、運転監視パラメータが適用でき、運転効果が容認し得るかどうかを判定できる明確な限界値—(運転)管理限界(*operational limit*)と呼ばれる—を具えていることが必要である。管理限界は、各制御手段に用いるパラメータごとに設定するべきである。監視により、管理限界を超えたことが示された場合には、あらかじめ決められた是正措置(4.4参照)を適用する必要がある。管理限界からの逸脱の検知と是正措置の実施は、処理性能と水の安全性が維持される時間内に十分行えるようにするべきである。

制御手段によっては、それを超えると水の安全性が信頼できなくなる「許容限界(*critical limit*)」も設定されることがある。許容限界から逸脱した場合には、通常、担当の保健官署に直ちに連絡するなど緊急な対処が必要である。

管理限界と許容限界は、運転管理手段における上限値、下限値、上限値と下限値の範囲、または、「包絡線」として示される。

4.2.4 管路によらない給水システム、コミュニティ給水システムおよび自家給水システム

一般に、地表水や浅層地下水を、衛生上の防護や浄水処理を施さずに飲料水源として用いて

はならない。

コミュニティーの運転担当者や家庭による水源(雨水貯留槽を含む)の監視では、通常、衛生点検を定期的に行う(詳細は、「コミュニティー給水のサーベイランスと制御 (*Surveillance and control of community supplies*)」(WHO, 1997)参照)。衛生点検シートの書式は、例えば絵を用いるなど、分かりやすく使いやすいものにするべきである。取り扱いリスク要因は、運転担当者の管理下にある作業に関連するもので、水質に影響するものであることが望ましい。運転監視の結果と、講じるべき措置の関係を明確にしておくべきであり、また、訓練が必要となるであろう。

運転担当者は、定期的な水の物理学的な評価を、特に豪雨のあとには行い、水質に明らかな変化(例えば、色、臭い、味または濁りなど)が生じていないかも監視するべきである。

集水と、人手による運搬の際の水質の維持は、各家庭の責任である。良い衛生習慣が必要であり、衛生教育を通してこれが支援されるべきである。衛生教育プログラムにより、家庭やコミュニティーに水の衛生を監視し、管理する技術を提供するべきである。

家庭での雨水集水の場合と同様に、コミュニティー水源(例えば、管井戸、井戸および湧水など)からの水を処理するときには、運転監視を行うべきである。家庭で処理を行う場合には、基本的な運転監視の必要条件について利用者が確実に理解できるよう、情報(そして、もし適切であれば訓練も)提供することが非常に重要である。

表 4.3 制御手段の監視に用いられる運転監視パラメータの例

運転監視パラメータ	原水	凝集	沈澱	ろ過	消毒	配水システム
pH		✓	✓		✓	✓
濁度(または粒子数)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
溶存酸素	✓					
河川流量	✓					
降雨量	✓					
色度	✓					
電気伝導度(溶解性物質)	✓					
有機炭素	✓		✓			
藻類、藻類毒素および代謝物	✓					✓
薬品注入率		✓			✓	
処理水量		✓	✓	✓	✓	
正味電荷		✓				
流動電流値		✓				
損失水頭				✓		
Ct値(消毒剤濃度×接触時間)					✓	
残留消毒剤					✓	✓
酸化還元電位					✓	
DBP					✓	✓
従属栄養細菌数					✓	✓
水圧						✓

4.3 検証

検証は、飲料水供給過程全体にわたっての性能と消費者へ供給する飲料水の安全性を最終的にチェックするものである。検証は、サーベイランス機関が行うべきであるが、水供給事業者が内部的な検証プログラムを行ってもよい。

微生物に関する検証では、一般に、浄水および配水の糞便汚染指標細菌について試験する。化学的な安全性の検証では、懸念される化学物質の試験を、浄水処理の最終段階、配水過程、または、消費点（濃度が配水過程で変化するかどうかによる）において行う。トリハロメタンおよびハロ酢酸

飲料水システムの各構成要素の性能につき運転監視することに加えて、システムが全体として安全に作動していることを確かめるための最終的な「検証」を行う必要がある。検証は、その国の行政形態に応じて、水供給事業者、独立した機関、または、その両者により行われる。一般に、検証には、WSPが意図された通り運用され、うまく行っているかどうかについての監査と同様に、糞便汚染指標生物および有害化学物質についての試験が含まれる。

は最も一般的なDBPであり、飲料水中で濃度が最も高くなる。多くの場合、これらは、これに類した多様な塩素化DBPの濃度を反映する適切な指標として用いることができる。

試料採取の頻度は、より多くの情報を得ることの効果と費用について、バランスをとる必要があることを考慮して決めるべきである。通常、試料採取頻度は、人口が増えればそれだけリスクも増加することを考慮し、給水人口または給水量に基づいて決める。個々の特性についての試験頻度も、その変わりやすさに応じて異なる。微生物についての試料採取と分析は頻度を最も高くする必要があるが、化学物質についてはそれより頻度が低くて良い。これは、些細な微生物学的汚染でもすぐに消費者が発病する可能性があるのに対して、急性健康影響を引き起こすような化学的汚染は、特別な事態（例えば、浄水場における薬品の過剰注入など）を除いては、まれにしか発生しないからである。浄水場から送り出される水の試料採取頻度は、水源の水質や浄水処理方法によって異なる。

計画は、水質目標を満たさない結果に対応できるように策定するべきである。これには、不適合の原因調査、さらに必要に応じて、煮沸勧告などの是正措置を含めるべきである。目標への不適合が何度も生じるような場合には、WSPを見直して改善計画を策定するべきである。

4.3.1 微生物学的水質

飲料水の微生物学的水質の検証は、一般に、糞便汚染指標としての大腸菌の試験を含む。実際には、多くの場合、糞便性大腸菌群の試験で代用することが許容され得る。大腸菌は有用であるが、限界がある。腸管系ウイルスや原虫は消毒に対する抵抗力が比較的高いため、大腸菌が検出されないからと言ってこれらが存在していないとは言えない。特定の条件下では、バクテリオファージや芽胞など、より抵抗力の高い指標を含めることを考慮すべきである(7.4 参照)。

供給される水の微生物学的水質の検証は、汚染の検出が可能な限り最も確実に行われるよう

に計画しなければならない。したがって、試料採取は、配水過程における水質変化の可能性を考慮したものとするべきである。これは、一般に、汚染の可能性が高い場所や時間を考慮に入れることを意味する。

糞便汚染は、管路給水システム全体にわたって均一に広がるものではない。水質が良好なシステムでは、比較的限られた試料数で糞便汚染指標細菌が検出される可能性はかなり低い。

糞便汚染指標細菌をほとんど検出しないシステムにおいては、糞便性指標細菌の存否試験をより高い頻度で行うことにより、汚染の検出の機会が増加する。存否試験は、定量試験に比べて簡単、迅速で、費用も安い。これらの二つの方法に関する比較研究により、存否試験で糞便汚染指標細菌の検出率を最も高くできることが示されている。しかし、存否試験は、指標生物の試験結果がほとんどすべての場合に陰性であるシステムにおいてのみ適切な方法である。

糞便汚染指標生物の試験をより高頻度で行うほど、汚染を検出する可能性も高くなる。簡単な方法による試験を高頻度で行う方が、複雑な試験または系統的な一連の試験を低頻度で行うよりも役に立つ。

降雨やその他の地域的な条件により、季節によって汚染の特性やその起こりやすさが異なる。一般に、試料採取はランダムに行い、感染症の流行、洪水、または、緊急活動の際、あるいは、断水または修繕工事のあとにはその回数を増やさなければならない。

飲料水の微生物学的水質の検証に必要な試料数の推奨最小値を、表 4.4 に示す。

4.3.2 化学的水質

化学的水質の検証を行うに当たり検討が必要な事項としては、適切な分析施設の存在、分析費用、試料の劣化の可能性、汚染物質の安定性、様々な水供給における汚染の発生のしやすさ、最適な監視地点および試料採取の頻度などが上げられる。

個々の化学物質に関する試料採取場所と頻度は、主な汚染源(第8章参照)とその濃度の変わりやすさに応じて決定する。時間的な濃度変化が大きくない物質については、大きく変化する物質に比べて、試料採取頻度は少なくても良い。

多くの場合、特に安定した地下水で、懸念される自然由来の物質の濃度が時間的に非常にゆるやかに変化するような場合には、原水水質の分析は年 1 回またはそれ以下で十分であろう。地表水の場合には自然由来の物質の濃度変化がより大きいので、汚染物質とその重要性に応じてより多くの試料数が必要となるであろう。

試料採取場所は、試験する水の水質特性に応じて決める。配水過程で濃度が変化しない成分については、浄水場または配水システムの入口での試料採取で十分である。しかし、配水過程で濃度が変化する成分については、その挙動や発生源を考慮した上で試料採取を行うべきである。試料は、配水システムの末端に近いところ、および、配水管と直接接続されている各家庭や

表 4.4 配水システムにおける糞便汚染指標試験の推奨最小試料数^a

水供給の種類と人口	1年間の総試料数
一点からの給水	3~5年サイクル(最高)ですべての水源につき段階的に試料採取
管路による給水	
5,000人以下	12
5,001~100,000人	5,000人ごとに12
100,001~500,000人	120+10,000人ごとに12
500,001人以上	600+50,000人ごとに12

^a 塩素、濁度および pH などのパラメータについての試験は、運転および検証のための監視の一部としてより高頻度に行うべきである。

大型集合住宅の給水栓などから採取するべきである。例えば、通常、鉛の汚染源は給水装置や屋内配管であることから、鉛についての採水は給水栓で行うべきである。

より詳細な情報は、関連文書「飲料水の化学的安全性 (*Chemical safety of drinking-water*)」(付録 1)に記されている。

4.3.3 原水

浄水処理を行わない場合、原水の検証試験を行うことは極めて重要である。原水の検証試験は、浄水処理プロセスに不具合が生じた場合や、水系感染症の発生原因調査の一部としても有用である。試験の頻度は、試料採取を行う理由により異なる。試験頻度は以下に示すとおりである。

- 定期試験(検証における試験の頻度は、水供給を受けるコミュニティの規模、飲料水質の信頼性または浄水処理の程度および地域的なリスク要因の存在など、いくつかの要因により異なる)
- 臨時試験(例えば、ランダム、または、コミュニティ管理飲料水供給の訪問時になど)
- 汚染の流入のおそれが高まると想定される、予見し得る事故、緊急事態、または、想定外の事態による原水水質の悪化を受けての試験頻度増(例えば、洪水のあと、上流での漏洩など)

新たな飲料水供給を始める前には、類似した飲料水供給におけるデータの再吟味や水源のリスク評価により、存在の可能性が明らかにされたパラメータなどについて、より広範囲な分析を行うべきである。

4.3.4 管路による給水システム

試料採取地点の選定は個々の水供給に応じて行う。病原体による公衆衛生リスクの特性および配水システム全体にわたっての汚染の可能性を考慮し、微生物学的分析(および、残留塩素、

pH、濁度など、これに関連するパラメータ)のための試料採取は、一般に高頻度でかつ広く分散した試料採取地点において行う。配管材料から発生し、直接的な規制では制御できない化学成分およびトリハロメタンのように配水過程で濃度に変化する成分については、試料採取の地点と頻度を慎重に検討する必要がある。配水システムにおける層別ランダムサンプリングは、その有効性が証明されている。

4.3.5 コミュニティー管理水供給

コミュニティ飲料水システムの性能を正しく評価するためには、いくつかの要素を考慮しなければならない。飲料水システムのサーベイランスと品質管理に関して国家戦略を策定しているいくつかの国では、コミュニティ、地域および国レベルで適用するための**定量的サービス指標**(すなわち、水質、水量、アクセスの容易さ、普及率、経済的負担能力および連続性)を採用している。通常用いられているのは、微生物学的水質(通常は、大腸菌、塩素、濁度および pH)および衛生査察に関して重要なパラメータなどである。これらの試験方法は、標準化された上で、承認されなければならない。フィールドテストキットは、参照法または標準法に照らしてその性能が確認され、検証のための試験に用いることが承認されていることが望ましい。

そして、サービス指標は、コミュニティ飲料水供給における目標設定の基礎となる。これらの指標は、飲料水供給の充足度に関する定量的な基準として用いられ、一般的なサービスの質、言い換えれば、与えられる公衆衛生保護の程度に関する客観的な尺度を消費者に提供する。

一般に、コミュニティ飲料水供給の定期的な試験と衛生査察は、サーベイランス機関が行うべきであって、微生物学的危害因子や既知の問題となる化学物質について評価が行われるべきである(第5章参照)。試料採取を高い頻度で行うことはできないであろうから、各飲料水供給に3～5年に一度、順番に訪れるようなプログラムを策定するのも一つの方法である。その主な目的は、各飲料水供給の適合性を評価することよりも、むしろ、戦略的な計画と方針を通知することにある。少なくとも供用開始前に、そして、その後はできれば3～5年ごとに、すべての水源の化学的水質の総合的な分析を行うことを推奨する。

コミュニティ水供給のための試料採取プログラムの策定と試料採取頻度に関する勧告が、「コミュニティ給水のサーベイランスと制御(*Surveillance and control of community supplies*)」(WHO, 1997)において示されている。

4.3.6 品質の保証と管理

適切な品質保証と分析精度管理の手順を、飲料水の水質データの作成に関連するすべての作業に適用するべきである。これにより、データが目的に合致していること、言い換えれば、測定結果が十分に正確であることが保証される。目的に合致している、または、十分に正確であるというこの意味は、データの正確さと精度に関する記述が盛り込まれている水質監視プログラムの中

で定義される。飲料水の監視には、物質、方法、装置および要求される正確さのそれぞれについて、広い範囲のことが関係しており、分析精度管理に関する詳細で実践的な多くの観点に気を配る必要がある。しかし、これらは、本書で取り扱う範囲を超えるものである。

分析機関における品質保証プログラムの設計と実施については、「水質監視：淡水水質調査・監視プログラムの策定と実施のための実務ガイド (*Water quality monitoring: A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*)」(Bartram および Ballance、1996) に詳しく記されている。その該当する章は、分析機関における品質管理の枠組みを示す「ISO/IEC17025:2005 試験機関および校正機関の能力に関する一般要求事項 (*General requirements for the competence of testing and calibration laboratories*)」に関連している。

試料採取に関する手引きは、表 4.5 に目録を掲載した国際標準化機構 (ISO) 規格に示されている。

4.3.7 水安全計画

水質試験に加えて、WSP が適切に策定され、正しく運用され、かつ効果的であることを示すために、WSP そのものの監査も検証に含めるべきである。検討すべき項目は次のとおりである：

- 重大な危害因子および危害事象がすべて特定されていること。
- 適切な制御手段が含まれていること。
- 適切な運転監視手順が設定されていること。
- 適切な管理限界が定められていること。
- 是正措置が特定されていること。
- 適切な検証監視手順が設定されていること。

監査は、内部または外部による再吟味の一部として行われるが、独立した官署によるサーベイランスの一部という形をとってもよい。監査には、評価と法令順守チェックの機能を併せ持たせることができる。

4.4 管路による給水システムの管理手順

管理計画の大部分では、通常の運転条件下での最適運転を維持するための行動について記述することになる。これには、運転監視パラメータの正常な変動への対応と、運転監視パラメータが許容限界に達した時の対応が含まれる。平常時に適用される標準作業手順ならびに事故および緊急事態への計画的な対応など、すべての活動

効果的な管理には、通常の運転条件下での対応、システムの制御が不能となる可能性のある特定の「事故」への対応、および、予測不可能な事態（緊急事態）が起こった場合の対応についての明確化が含まれる。これらの管理手順は、システムの安全な運転を確実に行うために必要なシステム評価、監視計画、支援プログラムおよび情報伝達などと併せて文書化しておくべきである。

が文書化されるべきである。

運転監視における許容限界を超える(または検証における)重大な逸脱は、「事故」として位置づけられる。事故とは、供給される飲料水が安全でない、または安全でなくなるおそれがある(すなわち、水の安全性に対する確信の喪失)と考えられるいかなる状況も含んでいる。WSPの一部として、予見可能な事故、ならびに、予見不可能な事故および緊急事態についても対応を定めておくべきである。

事故対応計画では、一連の警報レベルを設定することが考えられる。これには、追加調査のみを求める初期注意警報から緊急事態までがあり得る。緊急事態においては、飲料水供給事業者の内部だけにとどまらず、これを越えて、特に公衆衛生官署などの機関の対応が必要となる可能性がある。

表 4.5 水質に関する試料採取の手引きとしての国際標準化機構(ISO)規格^a

ISO 規格番号	表題(水質)	
5667-1:2006	試料採取—第1部	試料採取プログラムの策定および試料採取技術に関する手引き
5667-3:2003	試料採取—第3部	試料水の保存と取り扱いに関する手引き
5667-4:1987	試料採取—第4部	自然湖沼および人工湖からの試料採取に関する手引き
5667-5:2006	試料採取—第5部	飲料水ならびに浄水場および管路給水システムからの水の試料採取に関する手引き
5667-6:2005	試料採取—第6部	河川からの試料採取に関する手引き
5667-11:2009	試料採取—第11部	地下水の試料採取に関する手引き
5667-13:1997	試料採取—第13部	下水処理場および浄水場からの汚泥試料採取に関する手引き
5667-14:1998	試料採取—第14部	環境水の試料採取と取り扱いにおける品質保証に関する手引き
5667-16:1998	試料採取—第16部	試料の生物試験に関する手引き
5667-20:2008	試料採取—第20部	採取試料データの意思決定への使用に関する手引き—閾値および分類体系の順守
5667-21:2010	試料採取—第21部	給水車または管路給水以外の方法で供給された飲料水の試料採取に関する手引き
5667-23:2011	試料採取—第23部	地表水のパッシブ・サンプリングに関する手引き
5668-17:2008	試料採取—第17部	懸濁物質の試料採取に関する手引き
13530:2009	化学的および物理化学的水質分析の分析品質管理に関する手引き	
17381:2003	水質分析における既製テストキットの選択と適用	

^a ISOは、ISO24510:2007 上下水道サービスに関する活動—利用者サービスの評価および改善に関するガイドライン(Activities relating to drinking water and wastewater services—Guidelines for the assessment and for the improvement of the service to users)、ISO24512:2007 上下水道サービスに関する活動—水道事業の管理および水道サービスの評価に関するガイドライン(Activities relating to drinking water and wastewater services—Guidelines for the management of drinking water utilities and for the assessment of drinking water services)など、水道に関する品質管理規格も策定している。

一般に、事故対応計画は以下のような内容により構成される。

- 多くの場合いくつかの組織や個人を含めた、主要担当者の責任範囲と連絡先

- 警報レベルと併せて、事故のきっかけとして測定可能な指標およびその限界値/条件のリスト
- 警報への対応方法の明確な記述
- 標準作業手順および必要な装置の設置場所と特定
- バックアップ装置の設置場所
- 関連する後方支援および技術情報
- チェックリストおよび早見用手引き

この計画は既座に実施する必要があることから、待機者名簿、効果的な情報伝達システム、ならびに、日々の訓練と文書の更新が必要である。

職員が事故や緊急事態に効果的に対処できるよう、対応手順の訓練を行うべきである。事故および緊急事態対応計画は、定期的に見直して、演習を行うべきである。これにより、備えがより確かなものになり、緊急事態が発生する前に計画をより有効なものに改善する機会が与えられる。

事故や緊急事態が起こったあとには、すべての関係者を交えて調査を行うべきである。この調査では、以下のようなことにつき検討するべきである。

- その問題の原因
- その問題が最初に発見され、確認された経緯
- 最も必要とされた対応
- 情報伝達に関して生じた問題とそれへの対処
- 直接的な結果および長期的な結果
- 緊急事態対応計画が機能した度合い

事故や緊急事態を適切に記録し、報告するシステムも構築するべきである。組織として、将来の事故に対する事前準備や対応計画を改善するため、過去の事故や緊急事態からできる限り多くのことを学ばなければならない。事故や緊急事態を再吟味することにより、WSPおよび既存の指示書に必要な改善点が明らかとなる。

事故が起こった場合に備えての、明確な対応手順の整備、責任範囲の明確化および試料水の採取・貯蔵装置の準備は、実際の事故の際に疫学やその他の調査を行う上で貴重であり、事故発生が疑われる初期段階から試料水を採取して保存しておくことは、対応計画の一部として実施するべきことである。

4.4.1 予見し得る事故(「逸脱」)

多くの事故(例えば、許容限界からの超過など)は予見可能なので、管理計画において事故への対応措置を明記することができる。対応措置としては、例えば、一時的な水源の変更(もし可能であれば)、凝集剤注入率の増加、バックアップ消毒、または、配水システムにおける消毒剤濃度の増加などが上げられる。

4.4.2 想定外の事態

水の安全性が損なわれるおそれがあるような事態に至る筋書き(シナリオ)の中には、事故対応計画の中で明確に特定できないものがある。それは、そのような事態が予見できないため、またはそのような事態が起こる可能性が極めて低く、詳細な是正措置計画を準備する正当な理由が認められないためである。そのような事態も見込んで、全般的な事故対応計画を作成するべきである。この計画は、事故の特定と対応に関する全般的な手引きとしてと同時に、多くの異なるタイプの事故に適用する個別対応の手引きとして利用されるであろう。

状況評価と事故宣言に関する指示書は、担当者の責任範囲や事故の分類選択基準を含む総合事故対応計画の中で示されるであろう。選択基準としては、影響が及ぶまでの時間、影響人口、疑われる危害因子の特性などが上げられる。

事故対応の一般的な成否は、飲料水供給を運転管理する職員の経験、判断および熟練度にかかっている。しかし、多くの事故への対応に共通する一般的な作業を、総合事故対応計画に加えることができる。例えば、管路給水システムにおいて、緊急洗浄の標準作業手順を策定し、汚染水をシステムから排出する必要があるときに実際に適用できるかどうか試しておくが良い。同様に、貯水池を緊急に変更したり、または、迂回させたりする標準作業手順を策定して、試行し、計画に組み込むと良い。このような「ツールキット」を支援資料として作成しておくことにより、事故時における対応ミスが少なくなり、迅速な対応が図られるようになる。

4.4.3 緊急事態

水供給事業者は、緊急事態に発動する計画を策定しておくべきである。この計画では、自然災害(例えば、地震、洪水、落雷による電気機器の損傷など)、事故(例えば、流域内での漏洩、電力供給の停止など)、浄水場および配水システムにおける損傷、ならびに、人為的行為(例えば、ストライキ、破壊行為など)につき考慮するべきである。緊急事態対応計画では、取るべき対応方を調整する責任、飲料水供給の利用者への警報発信および情報伝達計画、ならびに、応急給水計画などを明確に示すべきである。

この計画は、関係する規制官署や他の主要な機関と協議して策定され、国および地方の緊急事態対応方針と整合しているべきである。緊急事態対応計画に盛り込むべき基本項目を次に示す。

- 監視強化を含めた対応措置
- 組織の内部および外部にわたる官署の責任
- 応急給水計画
- 周知方法を含めた情報伝達指示書と戦略(内部、規制官署、報道機関および一般大衆)
- 公衆衛生サーベイランス強化の仕組み

微生物や化学物質に関わる緊急事態や予見し得ない事態への対応計画には、水の煮沸勧告

(7.6.1 参照) および水使用禁止勧告(8.7.10 参照)を発する根拠も含めるべきである。勧告は公益を目的とすべきである。したがって、勧告は、入手可能な情報を迅速に注意深く検討し、進行中の公衆衛生リスクが、煮沸または飲用回避の勧告に起因するいかなるリスクよりも重大であるという結論を得た後に発するべきである。この勧告は、一般に公衆衛生官署により発令される。給水停止の決断は、安全な水を別途供給する義務を伴うものであり、水の使用制限による特に健康への悪影響が懸念されるので、よほどのことでない限り正当化されるものではない。ガイドライン値超過時もしくは緊急時の措置については、7.6(微生物学的危害因子)および 8.7(化学的有害因子)で、また、より一般的な考察については6.7で議論する。想定「演習」は、緊急事態への備えを維持する上で重要な部分となる。それは、特定の水供給において状況に応じて取るべき措置を決定する上で役立つ。

4.4.4 監視計画の作成

飲料水システムの様々な観点につき監視するための方策と手順を詳細に記述した、運転および検証のための監視計画を策定し、WSPの一部として文書化しておくべきである。監視計画には次に示す情報を含めて、完全に文書化しておくべきである。

- 監視パラメータ
- 試料採取の場所と頻度
- 試料採取の方法と設備
- 試料採取のスケジュール
- 責任の所在を含めた、是正措置についての参考資料
- 試験機関の資格および認定の要件
- 試料採取結果の品質保証とバリデーションの方法
- 結果の点検と解釈についての要件
- 職員の責任と必要な資格
- 監視結果の記録と保管の方法を含めた、記録の文書化と管理についての要件
- 結果の報告と情報伝達についての要件

4.4.5 支援プログラム

多くの活動が、飲料水の安全性を確保する上で重要であるが、それらは水質に直接影響しないことから、制御手段には含まれない。これらは「支援プログラム」と呼ばれ、WSPの中で併せて文書化されるべきものである。

支援プログラムとしては、以下のようなことが挙げられる。

- ・ 浄水場、集水域および貯水池への人の立ち入り規制、ならびに、立ち入る場合に危害因子が持ち込まれないようにするための適切な安全対策の実施
- ・ 飲料水供給における薬品および材料の使用についての検証指示書の策定—例えば、品質保証プログラムに参加している納入業者の活用の確認など
- ・ 配水管破裂などの事故時における指定機材の使用（例えば、機材が水道専用であり、下水道用ではないと指定しておくべきであることなど）
- ・ 飲料水の安全性に影響を及ぼす作業に従事する職員の訓練および教育プログラム。訓練は研修の一部として行い、頻繁に内容を更新する。
- ・ 原水水質や浄水処理を含めた、水質への理解を高めるための研究開発

飲料水の安全性を確保する上で重要であるが、水質に直接影響しない活動は、支援プログラムと呼ばれる。

支援プログラムを構成している内容のほとんどは、飲料水供給事業者やその取扱者が、通常の業務の一部として普通に行っているようなことである。多くの場合、支援プログラムの実施には以下のことが含まれる。

- ・ 現行の運転管理業務の照合
- ・ 業務の導入時およびその後の継続的な改善のための定期的な見直しと更新
- ・ 優良作業の奨励
- ・ 優良作業の適用状況に関する監査と、不適合の場合の是正措置

優良運転管理作業および衛生的作業に関する規程は、支援プログラムの非常に重要な要素である。これらは、多くの場合、標準作業手順の中にまとめられる。それらの一部を以下に示す。

- ・ 維持管理における衛生的作業
- ・ 個人の衛生に対する注意
- ・ 飲料水供給に携わる職員の訓練と能力
- ・ 品質保証システムのような、担当者の行動を管理する手段
- ・ 安全な飲料水の供給に対する、利害関係者のあらゆるレベルにおける責任ある関与の確保
- ・ 飲料水の水質に影響を及ぼすおそれのある活動を行うコミュニティに対する教育
- ・ 監視装置の校正
- ・ 記録の保存

専門家による再吟味、目標水準の明確化および職員または文書の交換を通じて、支援プログラム全体を他の事業者の支援プログラムと比較することにより、作業の改善のための思考が促される。

支援プログラムは、広範なものであって良いし、修正が可能であり、また、多くの組織や人々をこれに巻き込んで良い。多くの支援プログラムには、水源保護の手段、通常は土地利用規制の観点が含まれている。水源保護手段の中には、制御手段として用いられる排水処理プロセスや雨水管理手法などとして設計されているものがある。

4.5 コミュニティー水供給および自家給水の管理

世界中で見られるコミュニティー管理飲料水供給では、大規模な飲料水供給に比べて汚染される頻度が高く、しかも、運転が断続的(または間欠的)になりがちであったり、故障や断水がより頻繁に起きやすい。

安全な飲料水を確保するため、小規模な飲料水供給では以下のことに注意するべきである。

- 公衆への情報提供
- 特定の健康に基づく目標を満たし得るかどうかを判断するための水供給の評価(4.1 参照)
- 考えられるすべての危害因子が制御され、リスクが許容レベル内に維持されていることを保証するための、特定の制御手段の監視と運転担当者の訓練(4.2 参照)
- 飲料水供給システムの運転監視(4.2 参照)
- 文書化および情報伝達(4.6 参照)を含めた体系的な水質管理手順の実施(4.4 参照)
- 適切な事故対応指示書の策定(通常、運転担当者の訓練に裏づけられた個別の飲料水供給において取るべき措置および地方または国の官署において取るべき措置を含む)(4.4.2、4.4.3 参照)
- 現行の水供給の改良および改善プログラムの策定(通常、個別の飲料水供給レベルではなく、国または地方レベルで策定される)(4.1.8 参照)

コミュニティーまたは個別家庭用の小規模水源については、利用可能な最も良質な原水を選択すること、ならびに、多段バリア(通常は水源保護区域内)および維持管理プログラムを用いて水質を保護することに重点を置くべきである。水源(地下水、地表水または雨水貯留槽)が何であれ、コミュニティーや家庭においては、飲料水の安全性を自ら保証しなくてはならない。一般に、地表水、ならびに、地表水の影響を直接受ける浅層地下水(優先的な流路のある浅層地下水を含む)は、浄水処理を行うべきである。

コミュニティー水供給の最低限の監視のために推奨されるパラメータは、水の衛生状態、言い換えれば、水系感染症のリスクを最も良く立証し得るものである。水質に関する必須のパラメータは、大腸菌-糞便性大腸菌群が適切な代替として許容される一と残留塩素(塩素消毒が行われている場合)である。

もし妥当であれば、これらにpH調整(塩素消毒が行われている場合)と濁度の測定を加えるべきである。

これらのパラメータは、比較的簡易な試験器具を用いて現場で測定することができ、また、改善されて比較的安価なシステムの開発が継続して行われている。濁度と残留塩素は、輸送や保管の過程で濃度が急速に変化するので、現場での試験が必須である。他のパラメータについても、分析施設がない場合や、輸送上の問題により通常の試料採取や分析が行えない場合は、このことが重要である。

その地域にとって重要な他の健康関連パラメータについても測定するべきである。化学的汚染の制御に関する全体的なアプローチについては、第8章で概説する。

4.6 文書化と情報伝達

WSPの文書には、以下のことを含めるべきである。

- 現行の水供給の改良および改善プログラム(4.1.8 参照)を含めた、飲料水供給システムの記述と評価(4.1 参照)
- 飲料水供給システムの運転監視と検証の計画(4.2, 4.3 参照)
- 情報伝達計画を含めた、平常時、事故時(特定のおよび一般の)および緊急時(4.4.1、4.4.2 および 4.4.3 参照)における水の安全管理手順
- 支援プログラムの記述(4.4.5 参照)

記録は、WSPの妥当性を見直す上で、また、飲料水供給システムがWSPに忠実であることを示す上で非常に重要である。通常、以下の数種類の記録が残される。

- バリデーション(妥当性確認)を含めた、WSP策定のための支援文書
- 運転監視と検証に関する記録と結果
- 事故調査の結果
- 用いている方法と手順に関する文書
- 職員の訓練プログラムの記録

運転監視と検証の記録をたどることにより、あるプロセスがその管理限界または許容限界に近づきつつあることを、運転担当者または管理責任者が確認することができる。記録を見直すことは、変化の動向を見定めて運転を調節する上で役立つ。動向を知り、適切な措置を決定して実施することができるよう、定期的なWSP記録の見直しが推薦される。記録は、査察に基づくアプローチによるサーベイランスが行われる際にも非常に重要である。

情報伝達計画には以下のことが含まれるべきである。

- 公衆衛生官署への通知を含めた、飲料水供給内におけるすべての重大事故に関する即時勧告手順
- 消費者への概要報告の提供—例えば、年次報告書やインターネットなどによる
- コミュニティーからの苦情を受け付けて、積極的に適時に対応する体制の確立

家事用に供給される水の健康関連情報に対する消費者の権利は、基本的なものである。しかし、多くのコミュニティにおいては、単に情報を得る権利が与えられているだけで、供給されている水の質について人々が認識することは保証されておらず、それどころか、安全でない水を使用している可能性が比較的高いことがある。したがって、監視について責任を有する機関は、健康関連情報の重要性について、広く知らせて説明するための計画を策定すべきである。情報伝達に関してのより詳細な情報は5.5に記されている。

4.7 計画的な見直し

4.7.1 定期的な見直し

WSPを不変の文書とみなしてはいけない。WSPは定期的に見直して、それが正しく機能し、給水システムの変化または新規開発に合わせて常に最新の状態にあることを保証するために改訂する必要がある。見直しに際しては、次の項目について検討する：

- 監視プロセスの一環として収集されるデータ
- 水源および集水域の変化
- 浄水処理、需要および配水の変化
- 改善および改良プログラムの実施
- 改訂手順
- 新興危害因子およびリスク

4.7.2 事故後の見直し

WSPは、可能な場合には事故が再発しないように、また可能でない場合（例えば、洪水など）にはその影響を緩和するために、事故や緊急事態の後は見直すべきである。事故後の見直しによって、WSPの改善や改訂が必要な部分が見つかるかもしれない。

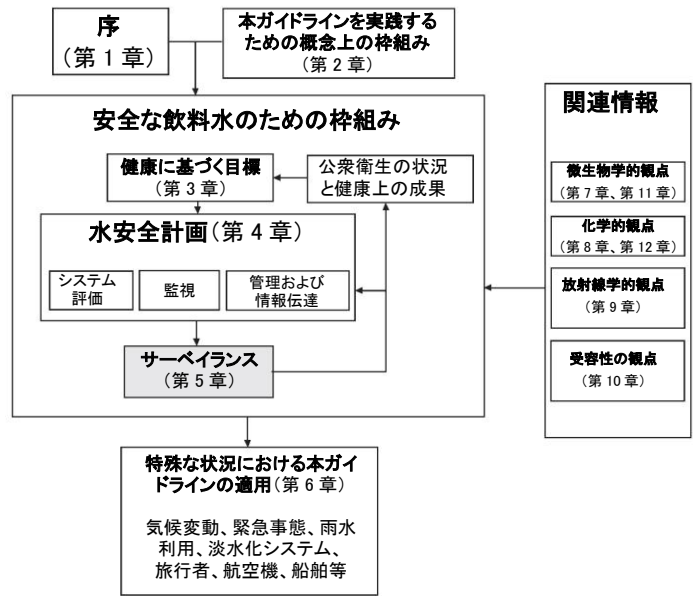
第5章 サーベイランス

飲料水供給のサーベイランスは、「継続的で用心深い公衆衛生の評価と、飲料水供給の安全性および受容性の再吟味」(WHO, 1976)である。このサーベイランスは、水供給の水質、水量、アクセス、供給範囲、経済的負担能力および連続性(サービス指標として知られる)の改善を促すことにより、公衆衛生の保護に貢献し、飲料水供給事業者の役目である水質管理機能を補完するものである。

飲料水供給のサーベイランスは、水質が受容可能で、定められた健康に基づく目標を満たす飲料水供給を保証するという、飲料水供給事業者が有する責任を免除または代替するものではない。

すべての人々は何らかの手段で飲料水を得ている。その手段には、浄水処理やポンプ利用の有無に関わらず管路による給水(戸別接続または公共水栓による給水)、給水車による給水や家畜による水の運搬、または、地下水源(湧水または井戸)や地表水源(湖および河川)からの直接取水を含む。サーベイランス機関にとって、様々な給水形態の利用状況を把握することは、そのプログラムを立てる際の予備段階として特に重要なことである。例えば、管路による給水を利用する人口の割合が小さい、または、それらが少数派である場合、管路給水システムのサーベイランスのみで得られる情報は少ない。

情報だけでは改善へと導かれないが、サーベイランスによって得た情報を効果的に管理し、利用することによって、水供給の合理的な改善が可能となる。ここでいう「合理的」とは、入手可能な



水資源が公衆衛生の最大利益のために利用されることを意味する。

サーベイランスは、飲料水供給サービスの質をより一層改善するための戦略を策定する上で重要な要素となっている。サーベイランスを実施し、データを整理、分析、集約し、成果を報告して周知させるために、戦略が策定され、そして、この戦略に是正措置の提案が加えられることが重要である。また、確実に是正措置がとられるように追跡調査が必要となるであろう。

サーベイランスは、個々の事業者が運営する飲料水供給のみならず、コミュニティーが管理する飲料水供給についても行われ、家庭での取水および貯留における優良な衛生状態の保証も含んでいる。

サーベイランス機関は、飲料水や水質に関する専門知識に加えて、法律に関する専門知識を有するか、あるいは、その専門知識へのアクセスを持っていなければならない。飲料水供給のサーベイランスは、違反があった場合にそれを適切に調査し、解決することを保証するためにも利用される。多くの場合、特にコミュニティー管理の飲料水供給に問題がある場合、よくあるように強制手段に訴えるより、公衆衛生官署と事業者とが協働で飲料水供給を改善するための仕組みとしてサーベイランスを利用する方が、より適切である。

飲料水供給のサーベイランスの責任を負う官署としては、公衆衛生省やその他の機関(1.2.1参照)が該当し、その役割は以下の4つの分野の活動を含む。

- 1) 組織化された飲料水供給の公衆衛生の監督
- 2) コミュニティーおよび家庭を含めた、組織化された飲料水供給へのアクセスがない人々に対する公衆衛生の監督と情報支援
- 3) 公衆衛生に中心を置く首尾一貫した政策の策定とその実施の展開に対するインプットとしての、国または地域における飲料水供給の総合的な状況を理解するための、様々な情報源からの情報の統合
- 4) 水系感染症の発生に関する調査、報告および資料編集への参画

飲料水供給のサーベイランスプログラムは、通常、水安全計画(WSP)の承認プロセスを含むべきである。この承認は、通常、システム評価、適切な制御手段や支援プログラムの明確化および運転監視や管理計画の再吟味を含む。WSPが、通常の運転状態から予測可能な事故(逸脱)までを網羅し、緊急事態や予定外の事態に備えた危機管理計画を備えていることを確認すべきである。

サーベイランス機関が、コミュニティー管理水道や自家処理・貯留のWSPの策定を支援したり、請負ったりする場合もある。そのような計画は、個々のシステムに特有のものというより、特定の技術に関して一般的なものとなるであろう。

5.1 アプローチのタイプ

飲料水質のサーベイランスには、監査に基づくアプローチと直接評価によるアプローチの2つがある。サーベイランスの実施には、一般に、供給のタイプによってこれらのアプローチを組み合わせたものが使われ、継続的で逐次的なプログラムを用いて段階的に行われる。すべてのコミュニティ水道や自家給水を対象とした広範囲なサーベイランスを行うことは、多くの場合不可能である。そのような場合は、国または地域レベルでの状況を把握するために、綿密に計画された調査が行われなければならない。

5.1.1 監査

監査によるサーベイランスにおいて、検証試験を含む評価作業は、法令遵守を検証するための第三者による監査と併せて、その多くは事業者によって行われる。外部の認証試験機関によって分析サービスを受けることは、より一般的になりつつある。また、一部の官署では、衛生査察、試料採取および監査などの業務を、外部試験機関に委託する試みも行われている。

監査によるアプローチでは、以下の目的を満たすため、サーベイランス機関に十分な専門知識と能力があることが要求される。

- 新しいWSPを再吟味して、承認する。
- プログラム化された日常作業として、個々のWSPの実施についての監査を請け負ったり、監督したりする。
- 重大な事故の報告を受けた場合、直ちにそれに対処し、調査して、助言する。

WSPの実施に関する定期的な監査は、以下の要領で行われなければならない。

- 定期的に（監査の頻度は、給水人口の規模、ならびに、原水および浄水施設の特性と質などの要因に左右される。）
- 水源、配水・貯留システム、または、浄水処理プロセスの大幅な変化のあとに
- 重大な事故のあとに

定期的な監査は、通常、以下の要素を含むことになる。

- WSPに記載されているとおりにシステム管理が行われているかどうか確認するための報告書の記録の検査
- 運転監視パラメータが運転管理限界内に収まっているかどうかや、法令が遵守されているかどうかの確認
- 検証プログラムが事業者によって（事業体内の専門家または第三者機関を通じて）実行されているかどうかの確認
- 支援プログラムの評価とWSPの改善および更新のための戦略の評価
- 状況によっては、水源、導水施設、浄水場、配水池および配水システムを含む飲料水供給

システムのすべてを網羅する衛生査察

重大な事故の報告を受けた際は、以下のことを確認する必要がある

- 事故が迅速かつ適切に調査されている。
- 事故の原因が特定され、改善されている。
- 事故とその改善措置が文書化され、担当官署に報告されている。
- 同じような状況の発生を回避するため、WSPが再評価されている。

監査に基づくアプローチの実施においては、所定の指標によるシステム運営状況に関する情報をサーベイランス機関に提供する責任を、飲料水供給事業者に課している。加えて、提出されたデータが信頼できるものであるか確認するために、監査担当者による飲料水供給事業者への事前告知または非告知の訪問プログラムが、運転状況の文書記録や報告書を見直す目的で実施されるべきである。こうしたアプローチは、必ずしも飲料水供給事業者が報告書を偽造しがちであるということの意味するわけではないが、飲料水供給事業者の検証が完全に独立して実施されていると、消費者を安心させるのに有用な手段となる。サーベイランス機関は、通常、運営状況を検証するために自らの権限により飲料水質の分析を実施するか、あるいは、そのような分析のために第三者機関と契約を結ぶことになるであろう。

5.1.2 直接評価

飲料水供給のサーベイランス機関は、独立して飲料水供給事業の試験を行うことが適当である。こうした直接評価アプローチは、多くの場合、試料採取、分析および衛生査察を行えるよう訓練された職員のいる自前の分析施設が利用できることを意味している。

直接評価とは、サーベイランス機関が結果を評価し、飲料水供給事業者およびコミュニティに対して報告や助言を行える能力を備えていることをも意味する。

直接評価に基づくサーベイランスプログラムには、通常、以下の事項が含まれる。

- 大小の都市水道やコミュニティ水道および個別の自家給水のそれぞれに特化したアプローチ
- 有資格者によって行われる衛生査察
- 有資格者によって行われる試料採取
- 認証を受けた試験機関において、または、認可されたフィールドテストキットを用いて、有資格者によって適切な方法で行われる試験
- 結果報告と、それにしたがって行動していることを確認するための追跡の手順

コミュニティ管理水道にとって、自己検証または第三者機関による検証が困難な場合において、直接評価は主要なサーベイランス方法として用いられる。直接評価は、小さな町の小規模民間セクターの運転担当者または地方自治体による飲料水供給に対して適用される。直接評価は

WSPの修正または更新の必要性和、そのような修正の必要性が明らかに認められた場合のそれに続くプロセスの見極めにつながる。

直接評価がサーベイランス機関によって実施される場合、それは水供給者の他の検証試験を補完する。検証試験についての一般的な指導ガイダンスは4.3に示されており、それは直接評価によるサーベイランスにも適用できる。

5.2 特定の状況への適合アプローチ

5.2.1 発展途上国の都市域

発展途上国の都市域における飲料水の供給方法は概して複雑である。戸別水栓や公共水栓による一つまたはそれ以上の大規模な管路による給水のほか、点的な水源や水売りによるものを含めて、他の様々な代替手段の組み合わせによる飲料水供給形態がある。このような状況でのサーベイランスプログラムでは、様々な飲料水の水源と、取水、貯留および利用時の水質悪化の可能性に注意する必要がある。さらに、利用者集団は、社会経済状態や水系感染症に対する脆弱性に応じて変化するであろう。

多くの場合、脆弱性と飲料水供給の配置に基づく都市域のゾーニングが必要とされる。公衆衛生の最も大きな改善(または便益)が達成される地域に資源を振り向けるため、その法的地位に関係なく、非合法的な居住者や都市周辺の居住者を含めて、ゾーニングシステムでは都市域内の全住民を対象とするべきである。これによって、管路を用いない飲料水源も、飲料水供給サーベイランス活動の対象に確実に含まれることになる。

経験によると、ゾーニングは定性的方法と定量的方法で行うことができ、脆弱なグループや、飲料水供給の改善を優先して行う必要があるコミュニティーを特定する際に役立つ。

5.2.2 コミュニティー飲料水供給

小規模なコミュニティー管理による飲料水供給は多くの国で見られ、住民の多くの部分に対して最も広く行われている飲料水供給の形態であろう。「コミュニティー飲料水供給」の正確な定義は多様であるが、多くの場合、特に発展途上国では、運営および管理方法によって区別される。コミュニティーが管理する飲料水供給施設には、簡単な管路給水システムや、手押しポンプ付き井戸、掘り抜き井戸および保護された湧水など様々な点的な水源も含まれる。

そのようなコミュニティー管理飲料水供給において、水質管理やサーベイランスプログラムを実施する際に、しばしば大きな制約に直面する。それは概して以下のようなものである。

- コミュニティー内では、プロセス制御や検証の能力と熟練度が限られていて、飲料水供給の状態を評価するサーベイランスと、コミュニティーメンバーを訓練し、支援するサーベイランスの両者に対するニーズが高い。
- 飲料水供給施設の数が増大であり、広く分散しているため、サーベイランス活動の全体コスト

が著しく増大する。

さらに、多くの場合、小規模なコミュニティ飲料水供給では深刻な水質問題が生じている。

発展途上国と先進国の双方の経験によると、コミュニティ管理の飲料水供給に対するサーベイランスは、それが上手く設計されている場合や、法令遵守の強制ではなく、コミュニティ管理の支援的役割に目標を設定している場合に効果的である。

コミュニティ飲料水供給のサーベイランスでは、衛生査察(集水域検査を含む)や制度およびコミュニティの観点を含む、住民全体への飲料水供給におけるすべての観点を網羅した体系的なサーベイランスプログラムが要求される。サーベイランスは、原水水質の変動特性、処理プロセスの有効性、ならびに、配水された、または自家処理、および自家貯留された水の水質に的を当てるべきである。

サーベイランスの役割として、飲料水供給および衛生処理の管理に係る健康的行動を促進するために、健康教育および健康増進活動を含めると良いことが、経験を通じてわかっている。参加型活動には、コミュニティによる衛生査察や、必要に応じて、手頃な価格のフィールドテストキットや他の入手しやすい試験材料を利用した、コミュニティレベルでの飲料水質試験も含めることができる。

総合的な戦略の評価においては、個々の飲料水供給の運営状況の監視に依存するのではなく、すべてのコミュニティ飲料水供給における水の安全性向上のための、総合的な教訓を得ることを主要な目的とするべきである。

個々の飲料水供給すべてを頻繁に訪問調査することは、その膨大な数と訪問手段の制約から実行不可能であろう。しかし、膨大な数のコミュニティ飲料水供給のサーベイランスは、逐次的な訪問プログラムを実施することによって達成できる。一般に、そのねらいは、層別ランダムサンプリング法やクラスターサンプリング法を用いて、訪問する特定の飲料水供給を選択し、各飲料水供給を定期的に(最低限3～5年に一度)訪問調査することにある。訪問中には、汚染の有無とその原因を見極めるため、衛生査察と水質分析が通常行われるであろう。

各訪問中に、家庭内の水を試料として貯留水の試験を行うと良い。このような試験の目的は、汚染が主に水源で生じているのか、家庭内で生じているのかを判別することにある。この試験を行うことによって、飲料水供給改善のための投資、または、自家処理と安全な貯留のための優れた衛生習慣教育の必要性を評価することができる。また、家庭内試験は、特定の衛生教育プログラムの効果の評価にも使用できる。

5.2.3 自家処理・貯留システム

自家貯留して水を使っている場合、水は汚染されやすく、自家貯留水の試料採取は独立したサーベイランスの中でも興味深いものである。多くの場合、それは、広く認められている問題の程度や特性を見極めるための「調査」として行われている。したがって、自家処理および自家貯留用

の容器を用いた公衆衛生官署による飲料水供給のサーベイランスシステムが推奨される。

家庭単位での介入のサーベイランスの主眼は、総合的な戦略の策定と改善につき評価して情報を与えるために、サンプル調査を通じて家庭内対策の受け入れとその効果を評価することにある。責任者が利用や管理における欠陥を認識し是正できるように、継続的、適正、かつ効果的な利用と管理の組織的な決定が推奨される。

5.3 給水の充足度

飲料水供給のサーベイランス機関は一般住民を対象としているので、その関心は水質だけに独立してあるのではなく、公衆衛生保護のための飲料水供給の充足度に関するあらゆる観点を含む。

飲料水供給の充足度評価を行う際には、通常、以下の飲料水供給における基本サービスパラメータを考慮する必要がある。

- **水質**: 給水は定期的に検証済みの水質と承認されたWSP(第4章参照)を有しているかどうか、および、法令遵守(第3章、第4章参照)の定期的な監査を受けているかどうか
- **水量(サービス水準)**: 使用される水質に関する健康影響の代替指標としての異なる飲料水供給へのアクセス水準(アクセスなし、基本的アクセス、中程度のアクセス、最適なアクセス)で分類した人口比率
- **アクセスの容易さ**: 改良された飲料水供給へ手頃なアクセスを持つ人口の割合
- **経済的負担能力**: 家庭内消費者によって支払われる料金
- **連続性**: 飲料水を使用できる時間の割合(日、週および季節ごと)

5.3.1 給水量(サービス水準)

家庭での水使用量は健康に重大な影響を及ぼす。水は、人がその生存基盤としての十分な水分補給のために生理的に必要とするもののほか、食事の準備にも必要である。さらに、健康のために必要な衛生状態を維持する上でも水が必要である。

健康のために必要な水量は一定ではない。世界保健機関(WHO)ガイドライン値の導出に際して、成人一人一日当たりの飲料水摂取量は約2Lであると仮定している。しかし、実際の消費量は、気候、活動レベルおよび食習慣によって異なる。現在利用可能なデータに基づくと、一人一日当たり最低7.5Lの水があれば、大抵の状況において、大部分の人々の水分補給と食事に十分な水をまかなえる。それに加えて、健康にとって重要な食事の準備、洗濯および個人や家庭内の衛生のための十分な家事用水が必要である。また、水は、収入の創出や快適性の確保にも重要であろう。

家庭での水使用量は、給水点までの距離や取水に必要な全時間と主に関係している。これは、広い意味でサービス水準に等しく、表5.1で示すような4段階のサービス水準を定義することがで

きる。

表 5.1 サービス水準と水使用量

サービス水準	距離または時間	想定される水使用量	不衛生による公衆衛生リスク	介入の優先度と行動
アクセスなし	1 km 以上／往復 30 分以上	非常に少ない 一人一日当たり 5L	非常に高い 衛生習慣が損なわれる 基礎消費量が損なわれる	非常に高い 基礎レベルの供給サービスの提供 衛生教育 臨時措置としての自家処理と安全な貯留
基本的アクセス	1km 以内／往復 30 分以内	一人一日当たり平均約 20L	高い 衛生が損なわれるおそれがある 洗濯は別の場所で行われる	高い 改良されたレベルの供給サービス 衛生教育 臨時措置としての自家処理と安全な貯留
中程度のアクセス	最低 1 つの給水栓からの現場水供給 (宅地レベル)	一人一日当たり平均約 50L	低い 衛生が損なわれることはない 洗濯は同じ場所で行われる可能性が高い	低い 更なる健康増進のための衛生促進 最適なアクセスの推奨
最適なアクセス	屋内の多元給水栓からの水供給	一人一日当たり平均 100～200L	非常に低い 衛生が損なわれることはない 洗濯は同じ場所で行われる	非常に低い 更なる健康増進のための衛生促進

出典:「家事用水量、サービスレベルおよび健康 (Domestic water quantity, service level and health)」(付録 1)

サービス水準は、有用で測定容易な指標で、家庭での水使用量の有効な代替指標であり、サーベイランスで好んで用いられる指標である。利用可能な証拠により、1 km以内または全取水時間が30分以内のアクセスレベルと、宅地レベル (yard level) の配水という2つの主要な段階でサービス水準を改善することによって、健康が増進されることが示されている。一旦、水が複数水栓によって供給され始めると、多様な衛生習慣のための水使用の増大につながり、更なる健康の増進がもたらされるであろう。また、水使用量は、水の信頼性とコストに依存しやすいため、これらの指標に基づくデータの収集は重要である。

5.3.2 アクセスの容易さ

公衆衛生の見地から見たとき、安全な飲料水への信頼できるアクセスを持つ住民の割合は、飲料水供給プログラムの全体的な成功に関する最も重要な指標である。

水へのアクセス(または普及率)にはいくつかの定義があり、多くの場合、水の安全性や充足度によって条件付けされている。ミレニアム開発目標へ向けての安全な飲料水へのアクセスは、現

在、WHOと国連児童基金（UNICEF）による給水と衛生に関する共同モニタリングプログラムにより、改良された飲料水源の家庭での使用を評価する代理人を通して測定が行われている。改良された飲料水源は、その構造や設計により、水源を外部の汚染、特に糞便から十分に守るものである。基になる前提は、未改良の水源に比べ、改良された水源は安全な飲料水を供給する可能性がより高いということである。改良された給水技術と未改良の給水技術を以下にまとめる。

- 改良された飲料水源：
 - －居住区、庭または敷地への管路による配水
 - －公共給水栓・給水塔
 - －管井戸または井戸
 - －保護された掘り抜き井戸
 - －保護された湧水
 - －雨水利用
- 未改良の飲料水源：
 - －保護されていない掘り抜き井戸
 - －保護されていない湧水
 - －水売が提供する、小さなタンクまたはドラム缶付の荷車
 - －給水車での水供給
 - －地表水（川、ダム、湖、池、小川、水路、用水路）
 - －ボトル水¹

安心して飲料水にアクセスできる人の割合を決定することは、飲料水サーベイランス機関の重要な役目である。この調査は、地域の状況に則した妥当性のあるアクセスの一般的な定義——一人一日当たり必要な最低限の水量と水源までの許容できる最長距離または時間として表すことができる（例えば、基本アクセスを20リットル、かつ1kmまたは30分以内とする）——を設定することにより容易になる。

5.3.3 経済的負担能力

水に対する経済的負担能力は、水の使用と水源の選択に対して重要な影響を及ぼす。安全な給水に対して最も低いレベルのアクセスしか持たない家庭が、管路による給水システムに接続している家庭に比較して、しばしばより高い水の代金を支払っている。水のコストが高いために、より重大な健康リスクを示す低品質の水を代替水源として使用することを、家庭が強いられるかもしれない。さらに、水のコストが高いために家庭での水使用量が減る可能性があり、それが衛生習慣

¹ ボトル水は、家庭で調理や個人の衛生のために改良された水源からの飲料水を使う場合に限り改良されたものとみなす。

に影響し、疾病伝播のリスクを増大させることも考えられる。

経済的負担能力を評価する際には、購入点での価格に関するデータを集めることが重要である。水道事業者に接続している家庭では、適用されている水道料金がそれである。公共水栓や近隣から水を購入しているところでは、購入点での価格が水道事業者の料金と大きく異なることがある。また、多くの代替的な給水源（特に水売り）の場合にも、コストが含まれているので、これらのコストが経済的負担能力の評価に含まれるべきである。経済的負担能力を評価する際は、繰り返し発生するコストに加えて、当初の接続コストも考慮しなければならない。

5.3.4 連続性

飲料水供給の中断は、それが時間制限のある水源からのものであれ、技術的な不備によるものであれ、飲料水へのアクセスと水質の主要決定要因となる。給水の連続性に関するデータ分析においては、いくつかの要素について考える必要がある。連続性は次のように分類することができる。

- 給水栓や水源の流れに中断のない信頼できる供給源からの一年を通じたサービス
- 中断が頻繁（日ごとまたは週ごと）にある一年を通じたサービス—中断の最も一般的な原因は以下のとおり
 - ポンプシステムにおける計画的または停電や散発的な故障によるポンプ運転の制限
 - 送水管の能力または貯水池の容量を上回るピーク需要
 - 配水システム内での過度の漏水
 - コミュニティ管理の点的な水源に対する過度の需要
- 水源変動から生じる季節的なサービス変動—一般に以下の3つの原因がある
 - 一年を通じた水源における水量の自然変化
 - 灌漑など他の用途との競合による水量制限
 - 原水が処理不能なほど高濁度の期間
- 頻繁な断水と季節的な断水の複合

この分類は、様々な形で衛生に影響を及ぼす連続性の幅広いカテゴリーを反映している。供給が中断すると、いかなる場合も、水質の低下、汚染水への曝露の危険の上昇、およびその結果としての水系疾患リスクの上昇を引き起こす可能性が高くなる。日ごと、または週ごとの不連続は、低い供給圧とそれに伴うパイプ内の再汚染のリスクをもたらす。その他、利用可能性の低下や使用量の減少など、衛生に悪影響を与えるような結果をもたらす。家庭での貯水は必要かもしれないが、貯水とそれに伴う操作の間に汚染リスクが増加するおそれがある。季節的な断水は、低品質で遠くの水源から水を得ることをしばしば使用者に強いることになる。その結果、水質や水量が明らかに低下するばかりか、取水に時間を浪費することになる。

5.4 計画と実施

飲料水供給システム改善のためのサーベイランスにおいて、改善を促進するための手法を認識して活用することは極めて重要である。

飲料水供給システムに関する改善活動(それが、地域または国レベルでの優先度の設定、衛生教育プログラムの策定、または、法令遵守の強制のいずれとしてであれ)の焦点は、飲料水供給の特性と明らかにされた問題の種類によって異なる。サーベイランス結果に基づく飲料水供給システムの改善手法のリストは、下記のとおりである。

- **国としての優先度の策定:** 飲料水供給システムについて、最も一般的な問題と欠点が確認されたとき、その改善および是正策のための国家戦略を組み立てることができる。これらには(管理者、行政担当者、技術者または現地スタッフに対する)訓練、修復や改善のための逐次的なプログラム、または、個々の需要に即した資金提供戦略の変更などがある。
- **地方政府・地域としての優先度の策定:** どのコミュニティに力を入れるべきかや、どの是正措置を優先するべきかを、飲料水供給機関の地域事務所が決めることができる。優先度を決める際は、公衆衛生基準を考慮しなければならない。
- **衛生教育プログラムの確立:** サーベイランスによって明らかにされた問題が、すべて技術的な問題とは限らず、また、水道事業者によって解決されることも限らない。サーベイランスでは、コミュニティや各家庭による給水、取水と輸送および自家処理と貯留などの問題も考慮する。これらの問題の多くを解決するには、教育的で啓発的な活動を必要とするであろう。
- **WSPの監査と改善:** サーベイランスによって得られる情報は、WSPの監査とその法令遵守の評価に用いることができる。飲料水システムとそれに関わるWSPに欠陥が見つかった場合は、改善する必要がある。その際には、実現可能性の考慮および改善の実施と漸進的な改善戦略との関連付けが必要である。
- **コミュニティによる運転・維持管理体制の確保:** コミュニティ構成員がその飲料水供給システムの運転および維持管理の責務を担えるようにするために、コミュニティ構成員の訓練について指定機関に支援してもらうようにするべきである。
- **住民意識と情報チャンネルの確立:** 飲料水供給における公衆衛生の観点、水質および飲料水供給事業者による運転状況に関する情報を公表することは、事業者が優良作業を行うよう促し、公衆の意見と反応を喚起し、そして、最後の手段とするべき法的な強制力行使の必要性を低下させる。
- **自家処理と安全な貯留のためのプログラムの実施:** サーベイランスの情報が、表5.1に定義されているように給水サービスへのアクセスが無いか、または基本サービスに限られる場合、または供給される水が安全でないことを示す場合、家庭における水質を改善し、衛生的な水管理を促進するために、自家処理と安全な貯留を家庭レベルで促進するプログラムを実施するよう勧告することができる。これは、適切な支援、教育ならびに訓練活動、および適切な

自家処理と安全な貯留の技術のためのサプライチェーンの構築に支えられることにより、安全な水を提供する効果的な臨時措置かもしれない。詳しい情報は、「7.3.2および1997年版コミュニティ供給のサーベイランスおよび制御 (*Surveillance and control of community supplies*) (WHO, 1997)」に記されている。

サーベイランスがまだ行われていないところで、限られた資源を最大限に活用するためには、計画の形で示される基礎プログラムから始めることが望ましい。初期の活動では、サーベイランスの価値を示すために役立つ十分なデータを生み出さなければならない。そのあとで、資源と条件が許す限り、より進んだサーベイランスへ発展させることを目指すべきである。

飲料水供給サーベイランスの、初期、中期および発展段階のそれぞれにおいて通常行われる活動は、次のようにまとめられる。

• 初期段階

- 組織整備のための必要条件を確立する。
- プログラムに関係する職員の訓練を行う。
- 参加者の役割(例えば、給水事業者による品質保証/品質管理、公衆衛生官署によるサーベイランスなど)を定める。
- 地域に合った方法論を策定する。
- 優先地域での定期サーベイランス(インベントリー作成を含む)を開始する。
- 主要パラメータと既知の問題物質に限定して検証する。
- 報告、整理および情報伝達システムを確立する。
- 決定された優先度にしたがって改善を唱える。
- 地方の給水事業者、コミュニティ、メディアおよび地方官署への報告体制を確立する。
- コミュニティーとの連絡体制を確立するとともに、サーベイランスにおけるコミュニティの役割と、コミュニティ参加を促進する手段を明確にする。

• 中期段階

- プログラムに関係する職員を訓練する。
- 系統的な定期サーベイランスを確立し、拡大する。
- 分析能力へのアクセスを拡大する(しばしば、地方試験機関や、分析精度管理および地方試験機関職員の訓練に対して大いに責任がある国の試験機関を活用することによる)。
- より広範な分析法を使用して化学汚染物質の調査を行う。
- すべての方法論(試験採取、分析、その他)を評価する。
- 適切な標準法(例えば、分析法、フィールドワーク手順など)を使用する。
- データの統計解析の能力を開発する。
- 国レベルのデータベースを構築する。

- ー 共通の問題を明らかにして、地域および国レベルでそれらに取り組む活動を改善する。
- ー 国レベルでの意味づけを含むような報告に進展させる。
- ー 安全な飲料水確保のための枠組みの一部としての、健康に基づく目標を立案もしくは改訂する。
- ー 必要に応じて法律を施行する。
- ー サーベイランスの実施に際して常にコミュニティーを参加させる。

・ 発展段階

- ー プログラムに関係する職員のために、さらなる訓練、または高度な訓練を提供する。
- ー 健康と受容性に関するすべての水質項目について、一定頻度での定期サーベイランス実施体制を確立する。
- ー 国および地方試験機関の全ネットワークを活用する(分析精度管理を含む)。
- ー 国による飲料水水質確保のための枠組みを活用する。
- ー 国と地方の優先度、衛生教育および基準の施行に基づいて水サービスを改善する。
- ー 国のデータベースと互換性を持つ地域のデータベースアーカイブを構築する。
- ー あらゆるレベル(地方および国)のデータを発信する。
- ー サーベイランスの実施に際して常にコミュニティーを参加させる。

5.5 報告と情報伝達

サーベイランスプログラムを成功裡に行うために必須の要素は、その結果を利害関係者に報告することである。それに関わるすべての団体に対しての適切な報告システムの確立が重要である。適切な報告とそれに対するフィードバックは、効果的な是正戦略の策定に役立つ。サーベイランスプログラムの、水供給システムを改善するための介入を確認し、それを唱えるという能力は、情報を分析し、異なる受け取り手に対して有意義な方法でその情報を示す能力に強く依存している。一般に、サーベイランス情報の受け取り手には以下が含まれる。

- ・ 地方および国レベルの公衆衛生担当者
- ・ 給水事業者
- ・ 地方自治体
- ・ コミュニティーと水使用者
- ・ 開発計画および投資を担当する地方および国の官署

5.5.1 コミュニティーと消費者の相互関係

コミュニティー参加は、特にコミュニティーおよび自家給水のサーベイランスにおいて望ましい要素である。改良された飲料水供給システムの主要な受益者として、コミュニティー構成員は意思決定に参加する権利を有する。コミュニティーは、地域における知見と経験を引き出すための資

源である。彼らは、飲料水供給に関する問題に最初に気づく人たちであり、それゆえ、どのような時に早急な是正措置が必要であるかを指摘することができる。情報伝達戦略は、以下のことを含まなければならない。

家事用に供給される水の安全性に関する情報を得ることは、消費者の基本的な権利である。

- 消費者に対する概略情報の提供（例えば、年報やインターネットを通してなど）
- 地方および国レベルの消費者団体の設立と関与

しかし、多くのコミュニティにおいて、単なる情報アクセス権があることだけでは、消費者個人が供給されている水の水質や安全性を知っていることは保証されない。サーベイランス担当機関は、得られた結果の重要性を周知し、説明するための戦略を策定しなければならない。

サーベイランス機関がコミュニティ全体にフィードバック情報を直接提供することは、不可能かもしれない。そこで、使用者にフィードバック情報を提供するための効果的な経路を確保するために、コミュニティ組織があるところではこれらを利用することが適切であろう。一部の地方組織（例えば、地方議会や、女性グループ、宗教団体および学校などコミュニティに密着した組織）にはコミュニティでの定期的な会合があるため、これがコミュニティ内の多数の人々に重要な情報を伝える仕組みを提供することができる。さらに、地方組織を用いる方が、コミュニティ内で水質に関する議論と意思決定のプロセスを立ち上げる上で、しばしばより容易である。地方組織との協力において最も重要な点は、選ばれた組織がコミュニティ全体にアクセスでき、サーベイランス結果についての議論が始められる保証があることである（7.6.1および8.7を参照）。

5.5.2 地域単位でのデータの利用

地域の優先順位付け戦略では、一般に、中期的な視点と具体的なデータが必要とされる。国レベルの情報管理は、共通のもしくは再発する問題を浮き彫りにすることを目的とするが、地域レベルでのその目的は、個々の介入についての優先度を割り振ることである。したがって、健康リスクの相対的な尺度を導き出すことが重要である。この情報だけでは、どのシステムに緊急の注意（それは、また、経済、社会、環境および文化に関わる要因の分析を必要とするであろう）を払うべきかを決定することはできないが、それは地域の優先度を決定するために極めて重要なツールを提供する。高リスクに分類される一定割合の水供給システムについて、是正措置を毎年必ず行うことを、目的として宣言しておくべきである。

地域レベルで、個々の飲料水供給および飲料水供給全般の双方について、その改善（または悪化）を監視することも重要である。このようなことから、全システムについての衛生査察の平均得点、ある特定の糞便汚染レベルごとのシステムの割合、異なるサービスレベルごとの給水人口および家事用水消費の平均コストなどの単純な指標を用いて毎年計算し、その変化を監視する必

要がある。

7.4の表7.10で示す様に、大腸菌の様な糞便汚染指標生物を含まない飲料水を提供することを目的とすべきである。しかしながら、多くの発展途上国および先進諸国においては、特に、かなりの割合の家庭や小規模コミュニティー飲料水供給システムが、大腸菌不検出などの水の安全性に関する必要条件を満たしていない。そのような状況では、漸進的改善のための現実的な目標が合意され、実行されることが重要である。表5.2に示すように、水質分析結果を分類して、行動の優先度と関連付けた水の安全性の全体的な格付けを行うことは実践的である。

格付けは、試験の頻度が低く、分析結果のみに依存することが特に不適當であるコミュニティー水供給において、特に役立つであろう。一般に、格付けを行う際には、水質分析結果と表5.3に示すようなマトリックスによる衛生査察の結果を考慮すると良い。

**表 5.2 活動の優先度決定のための、人口規模と水質評価に基づく飲料水供給システムの分類の
(表 7.10 参照)**

飲料水供給システムの質*	サンプルの大腸菌に対する陰性率(%)		
	人口<5,000	人口:5,000-100,000	人口>100,000
A	90	95	99
B	80	90	95
C	70	85	90
D	60	80	85

* AからDの順に水質は悪くなる。

衛生査察と水質のデータとを併せて分析することにより、汚染の最も重要な原因とその制御手段を明らかにすることができる。これは、効果的かつ合理的な意思決定を支援するために重要である。例えば、オンサイトとオフサイトのいずれの衛生処理が飲料水の汚染に関係しているかを知ることが重要であろう。なぜなら、それぞれの汚染源に対して必要な是正措置が非常に異なっているからである。また、この分析により、例えば豪雨など、汚染に関係する他の要因が特定されるかもしれない。データがノンパラメトリックなため、適当な分析方法としては、 χ 自乗モデル、オッズ比モデルやロジスティック回帰モデルなどがある。

表 5.3 微生物学的水質および衛生査察格付けもしくは評点^aに基づくコミュニティ飲料水供給の
是正措置優先度評価の例

		衛生査察リスクスコア (人畜の糞便汚染により影響を受ける可能性)			
		0-2	3-5	6-8	9-10
大腸菌の分類 ^b	A				
	B				
	C				
	D				

低リスク: 措置の必要 なし	中リスク: 低い実行 優先度	高リスク: 高い実行 優先度	非常に高いリスク: 早急な実行
-------------------	-------------------	-------------------	--------------------

^a 微生物学的水質評価と衛生査察の結果の間に矛盾の可能性がある場合、さらなる追求または調査が必要である。

^b 分類は表 5.2 に示すものに基づく。AからDの順に水質は悪くなる。

出典: Lloyd および Bartram (1991)、関連文書「飲料水質の迅速評価 (*Rapid assessment of drinking-water quality*)」(付録 1)も参照のこと。

表 5.4 微生物学的水質および衛生査察格付けもしくは評点^aに基づく自家飲料水システムの
是正措置優先度評価の例

		衛生査察リスクスコア (人畜の糞便汚染により影響をうける可能性)			
		0-2	3-5	6-8	9-10
大腸菌の分類 ^b (100ml中存在量)	<1				
	1-10				
	11-100				
	>100				

低リスク: 措置の必要 なし	中リスク: 低い実行 優先度	高リスク: 高い実行 優先度	非常に高いリスク: 早急な実行
-------------------	-------------------	-------------------	--------------------

^a 微生物学的水質評価と衛生査察の結果の間に矛盾の可能性がある場合、さらなるフォローアップまたは調査が必要である。

衛生査察と水質データを組み合わせて分析することは、自家水管理システムの評価に特に有益である。微生物学的水質データは概して限られているので、衛生査察リスクスコアは自家給水システムの評価、管理および是正措置において重要な検討事項となる。自家給水システムに対するリスク評価と是正措置の優先順位付けの組み合わせシステムの例を表5.4に示す。

第6章 特殊な状況における本ガイドラインの適用

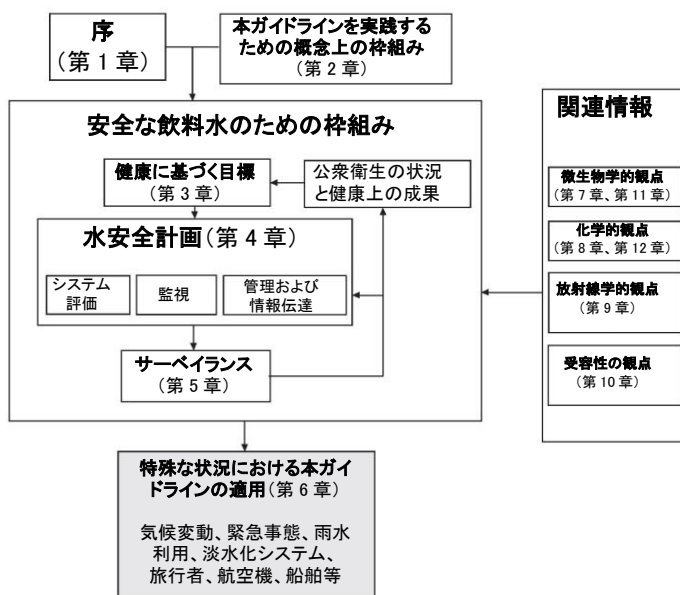
本ガイドラインは、管路による配水およびコミュニティーの給水を通して供給される飲料水の安全性を確保するために、一般的に適用できる取り組みについて述べている。本章は、一般的に遭遇する状況や各状況において考慮すべき特殊な問題における、本ガイドラインの適用について述べる。各節はそれぞれが独立しておらず、また、詳細なガイダンスを提供する、より総合的な関連文書が参照として

挙げられている。下記に示す特定の状況全てにおいて、水安全計画(WSP)に記されている原則が適用される。しかし、WSPはそれぞれの状況における供給様式に合わせて調整すべきである。例えば、家庭レベルでは、雨水利用に対する日常的な化学的・微生物学的なモニタリングは実行可能ではないだろうが、予防的バリアは、適用も実行も可能である。

第4章で示す様に、WSPでは潜在的な危害因子を注意深く検討することが求められ、水供給の量と質の維持を確保するために将来計画は重要な要件の一つである。将来に対する重要な懸案事項の一つは気候変動であるが、局所的な影響、または地域レベルへの影響についてさえもかなり多くの不確定要素がある。にもかかわらず、以下で議論される特殊な状況を含む全ての種類の供給において影響を受けるとされている。

6.1 気候変動、水不足、および豪雨

地域的あるいは局所的な干ばつ、豪雨、洪水は常に発生してきたが、その頻度は増加しつつあるように見える。そのことから、さらに極端な気候についても想定すべきである。例えば、断水せずに十分な量の安全な水を利用者に供給できるように、これらの事態を予想し計画することは水



供給事業者の重要な責任であるだけでなく、その重要性を増しつつある課題でもある。これらの極端な気候が水質や水量に与える影響は人口が増加している地域で特に深刻である。このような地域では、既存の水供給にはたいがい既に相当な負荷がかかっており、たとえあるとしても、大規模または長期間の悪天候の際に彼らが利用できる水供給の余裕は殆ど無い。これは特に砂漠のような気候の地域—地中海の一部、中東、オーストラリア、アメリカ合衆国南西部など—において当てはまる。

長期にわたり、気候変動は、さらに高い最高気温、干ばつ、さらに頻繁な豪雨や激しい嵐等の極端な天候を助長するかもしれない。氷が解けることによる海水面の変化は、沿岸の地下水に影響を与え、塩水化を引き起こす可能性がある。塩水化はまた、過剰取水の結果として生ずるかも知れない。水量の変化に伴い水質の変化が起こる。すなわち、流出過剰または不足によって、沈殿物の堆積、化学成分、全有機炭素含有量、および微生物学的水質に影響を与える。これらの変化によって、安全な飲料水を確保するための貯水容量および水処理の変更が必要となる。地下水位の変動によりミネラル分の組成も変化することがあり、またさらに深い地下水を求めることは、ミネラル含有量が高い、あるいは健康上の懸念がある特定成分の濃度が高い帯水層へ入り込むことになるかもしれない。

このような気候変動や極端な天候の下でも十分な水量や水質を提供するためには、気候変動に対して弾力性のある技術やプロセスの適用と共に、地域によっては自然からの供給を増やす必要があるかもしれない。また、より多量の微生物、濁度、化学物質の負荷に対処することができるように水処理システムを改良し、貯水容量を大きくする必要があるかもしれない。さらには、排水再利用や汽水・海水の淡水化などといった新しい水源を開発する必要があるかもしれないし、帯水層への人工涵養とその回収など、新しい戦略を実施する必要があるかもしれない。

6.2 雨水貯留

雨水貯留は自家用レベルで広く実施されているが、より大きなコミュニティ規模での使用が増えている。雨水は、ある状況下では重要な飲料水源となる。また、ヒ素やフッ素など健康上の懸念がある汚染物質のレベルを下げるため、他の水源と混合するのに便利な水源でもある。

家庭レベルにおける正式な水安全計画(WSP)の策定は現実的ではないだろうが、簡略な優良作業規定にもとづく衛生査察の促進は大切である。清潔な集水設備、蓋付貯水槽、貯水タンク、また、必要に応じて処理を伴うように適切に設計された雨水貯留システムは、使用場所での良好な衛生状態の支えのもとで、非常に低い健康リスクの飲料水を提供することができる。

雨水は最初の段階では、雨が大气から吸収したものを除き、比較的不純物が少ない。しかし、その後雨水の質は集水、貯留、および家庭での使用の間に劣化するかもしれない。屋根などの集水域や貯水槽内にある、風で運ばれた埃、葉っぱ、鳥や他の動物のふん、虫、ゴミによって雨水が汚染される可能性がある。また、資材(例えば、古タイヤ)を燃やした時に出るばい煙などの

空中粒子によっても汚染されることがある。これら堆積物の蓄積を最小にするために、定期的に集水域表面や雨どいの洗浄を行うべきである。葉やその他のゴミ類が貯水槽へ入るのを防ぐため、集水用縦パイプの上部には金網またはフィルターを設置すべきであり、それらが詰まらないように定期的に清掃すべきである。

集水関連設備および貯水タンクに使われる資材は飲料水と接触して使うことが承認されているべきである。また、汚染物質が溶け出したり、味や臭気や変色を引き起こしたりしてはならない。雨水はわずかに酸性で、かつミネラルの溶存がきわめて低いので、集水設備や貯水タンクの資材から金属や他の不純物が溶解する可能性があり、その結果、水中の汚染物質濃度が許容範囲を超えることになるかも知れない。ほとんどの屋根の固体材料は雨水収集に適しているが、ビチューメン(瀝青)によってコーティングされた屋根は、有害物質が溶出、あるいは味の問題を引き起こすかもしれないので通常は推奨されない。集水用の屋根には鉛を含んだ塗料が使われていないことを確実にするために注意が払われるべきである。茅葺き屋根は集めた水に変色や粒子の沈殿が生ずる可能性がある。

貯水槽内、貯水容器からのくみ出しの際、あるいは使用地点において衛生状態が不良な場合も健康上の懸念となる可能性があるが、優良な設計と実践によりリスクを最小にすることができる。糞便汚染は、特に降雨直後に採取された試料では非常によくあることだが、優良な実践により最小にすることができる。通常は雨水の初期流出時に、高濃度の微生物が検出され、雨の継続に従い下がっていく。したがって、集水設備が新鮮な雨水で頻繁に洗浄される雨季には微生物による汚染は少ない。屋根表面から初期に流出する汚染された雨水を排除するシステムが必要であり、初期流出水が貯水槽に集められるのを防ぐ自動装置が推奨される。自動装置が利用できないときは、同様の結果を得るために、取り外しできる縦パイプを用いて手作業で排水することも可能である。

貯水タンクは、デング熱ウイルスを媒介する種を含む蚊の繁殖場所を提供することになる可能性がある(8.6 参照)。蓋をすることにより、蚊の繁殖や糞便汚染を防ぎ、藻類の増殖を促進する日光が水に届かないようにすることができる。蓋はしっかり締まる物を使うべきで、開口部は蚊が入らない様な網で保護する必要がある。タンクのひびは貯留水の汚染を引き起こすかもしれない。一方、汚染された容器を使って取水することは、糞便による汚染と化学的汚染の両方を引き起こす可能性がある。貯水容器には、なるべく、水を衛生的に取水できるような給水栓や出口管などの装置を備えるべきである。

より良い水質の飲料水を確保し、健康リスクを低減するために、消費場所での追加処理が適用できる。太陽光による水の消毒や使用場所での塩素処理は、安価な貯留雨水消毒の選択肢の例である。これらやその他の家庭での水処理技術については 7.3.2(微生物学的)、8.4.4(化学的)にて詳細が議論されている。

6.3 売り水

売り水は、水供給事業者や施設の欠乏により適切な量の安全な飲料水へのアクセスが限られている、世界の多くの場所で一般的である。水売りは発展途上国でより一般的であるが、先進国にもある。

本ガイドラインにおいては、水売りとは私企業による飲料水の販売を意味するが、ボトル水やパック水(6.14にて検討)や自動販売機で売られるボトル水は含まない。

水売りは、水道事業または登録団体の様な公式団体、請負供給事業者、または非公式で独立した供給業者が行うかもしれない。公式な販売が実施されている所では、水は標準的には、浄水処理済み水道供給や登録水源からのものであり、給水車またはスタンドパイプおよび水の売店で提供される。非公式の供給業者は、処理していない地表水、掘り抜き井戸、掘削孔を含む、幅広い範囲の水源を使う傾向があり、しばしば小さな荷車に載せた容器や給水車で家庭用途に少量を配達する。

水売りによる供給の質や適合性は極めて多種多様であり、売り水は下痢症の突発と関連性がある(Hutin, Luby & Paquet, 2003)。利用者に提供される水は飲用に適し、国家あるいは地域のガイドラインおよび規制条件に準拠すべきである。未処理または私的な水源の化学的・微生物学的水質は、使用の妥当性、および処理要件等の適切な制御手段を確定させるために試験を行うべきである。地表水およびある種の掘り抜き井戸や掘削孔の水は処理しなければ飲用には適していない。この場合、消毒が最低限必要であり、地表水を使うときはしばしばろ過が必要となる。

多くの発展途上国で、消費者は売店で水を購入し、様々な大きさのいろいろな容器に入れて自宅まで運ぶ。自宅での保存とともに運搬中の汚染から水を守るための措置をとる必要がある。これには、清潔で糞便および化学的汚染が無く、また、密閉されるか開口部がせまい容器を用いること、理想的には、手の接触やその他の外部からの汚染を防ぐ蛇口などの給水器具が付いている容器で運搬し保管することなどがある。良好な衛生状態が必要であり、これは教育プログラムによって支援されるべきである。

その他の場合、特に先進国では、水売りは給水車で水を輸送し利用者のところに届ける。大量の水を輸送する場合、利用者へ引き渡す地点での遊離残留濃度が少なくとも0.5 mg/lになるよう塩素を添加することが望まれる。給水車は水用途だけに使うべきであり、もしこれが不可能な場合は使用前に徹底的に洗浄すべきである。

売り水の供給および配達に関わるシステムの全ての構成要素は水質を保護するように設計し運用する必要がある。貯水容器、配管、および付属器具は、漏水を起こしたり、汚染物の侵入を許したりといった構造的欠陥などの不具合がないようにしなければならない。貯水容器、スタンドパイプ、給水栓およびホースは清潔に保つ必要がある。売店で水の移送に使うホースや車や給水車で使うホースは汚染から保護されるべきであり(例えば、先端が地面に接触しないようにするなど)、使わないときは水を抜くべきである。スタンドパイプの周囲は排水設備を備えるか、または

水が溜まらないように造成すべきである。配管、容器、およびホースなどの部品に使われる資材は全て、飲料水に接しての使用に適したものである必要がある。また、有害化学物質や味に悪影響を与える物質による汚染の原因となってはならない。

水源、ならびに、取水および輸送の方法など水売りの全ての要素は **WSP** に組み込まれるべきである。水売り業者が水道事業者に登録されている、あるいは水道事業者と契約している場合、当該事業者は係る **WSP** の実施および運用を定期的に確認すべきである。**WSP** と水売り業者の運営は独立機関によるサーベイランスの対象とすべきである。

6.4 バルク水の供給

バルク水の供給は未処理または処理済みの水であるが、通常、供給に際しての選択は限られるか、またはできない。一つの機関または会社が大量の原水、通常は地表水、を管理し、その水を単一または複数の水供給事業者提供する地域において、バルク水は提供されるかもしれない。バルク水供給はパイプラインや給水車により、あるいは船舶、トラック、貨物鉄道を利用して配達することができる。

いずれの場合においても、バルク水供給が供給を受ける側の **WSP** に組み込まれ、また、別の水源の一つとして扱われることが重要である。浄水処理済みのバルク水供給が、干ばつや緊急時の支援のために使われる場合、受け入れ側の配水システムに入る前に、その水が安全であることを確認する手段を受け入れ側の事業者が講じることが極めて重要である。全ての段階において、全関係機関の間で緊密な情報伝達がなされ、手続きと要件が文書化され、理解され、かつ適切な監視および検証とともに実行されることが重要である。

バルク水による潜在的な危害因子は他のあらゆる水供給によるものと同様であるが、不適切な容器や資材、バルク水の充填接合部または移送地点での衛生管理や衛生状態の不良などの汚染源が加わる。パイプラインは、そのシステムへ未承認の接続がなされる可能性がある場合は特に、輸送経路中での汚染に対して脆弱かもしれない。

バルク供給に対するその他の要件の多くは、水質に悪影響を与えない承認された資材の使用など、管路による供給に対するものと同等である。給水車を使う場合、それらは適切な資材で作られ、清潔で、かつ微生物学的、化学的汚染があってはならない。バルク水容器または給水車に充填する際、および水伝送パイプラインに給水する際の汚染を最小にするために、水充填所の衛生査察および衛生条件の維持管理が必要である。これらの場所は、水の滞留、または水があふれるのを防ぐために適切な排水がなされるべきであり、汚染源との接触を避け、かつ、許可された者のみがアクセスできるようにして安全を確保すべきである。水の充填および引渡場所では、ノズルや継手を動物などを含む汚染源から防護すべきである。この点において、充填コネクタや受水コネクタの防護カバーを設置することは役立つであろう。プラスチックのパイプ材の中には有機化学物質を浸透させるものがあり、石油系炭化水素の様な物質の移入により配管材の構造的完

全性を劣化させ、または消費者にとって受け入れ難い不快な水となる可能性がある。そのような配管は移送ホースに最も多くみられるので、こぼれた石油燃料から移送エリアを保護するといったように、給水車を使う移送地点の清浄さは極めて重要である。

また、意図的な汚染や盗難に対する安全保護対策の実施も確実にする必要があるだろう。

6.5 淡水化システム

淡水化とは、人が消費し、またはその他の用途に適するようにするために、汽水域や塩水の地表水や地下水から塩分を取り除くことである。人口増加、水源からの過剰揚水、および気候変動による淡水の不足が進んだことから、飲料水を提供するために淡水化はますます採用されてきている。淡水化施設は、全ての大陸での使用が増え続け、世界中いたるところ、特に地中海東部地域に存在する。小規模淡水化は船舶内での淡水供給やいくつかの暑く乾燥した地域で淡水を補うために使われる。

本ガイドラインは淡水化処理水供給システムにも全て適用できるが、以下にまとめるように淡水化には強調すべきいくつかの相違点がある。

淡水化処理水は、全有機炭素含有量が非常に低く、消毒剤要求量も小さい。よって、消毒による副生成物は一般的にはほとんど問題にならない。しかしながら、海水中に存在する臭化物のために臭素系有機物が生成するかもしれない。膜および蒸留による淡水化プロセスは、分子量の大きい有機化学物質および実質的に全ての無機化学物質の除去に非常に効果的であり、また、揮発性有機化合物は熱淡水化プロセスを経て発散してしまう。膜を使う場合、ホウ素や低分子量の有機化合物は除去されないかもしれないので、膜の性能を明確にしておくことは重要である。微生物および化学成分の双方を除去する際に使われるプロセスのいくつかは明らかに効果が高い(特に、蒸留および逆浸透)ので、これらのプロセスは単一処理として、または低いレベルの残留消毒剤だけとの組み合わせで使ってもよい。詳しい情報は、関連文書「浄水処理と病原体制御 (*Water treatment and pathogen control*)」(付録 1) 参照のこと。淡水化プロセス保護のため、前処理が広く用いられているが、これは汽水や塩水中に存在するある種の危害因子も取り除くことになる。

淡水化を通してつくられた水はミネラルが少なく、一般的には、配水管、貯留や建物内配管に使われる資材等、それが接触する資材に対する侵食性が強い。配水の前にその腐食性を低減するために、浄水処理の後に水を安定化または再ミネラル化しなければならない。安定化は、通常、pH 調整と共に炭酸カルシウムや炭酸マグネシウムなどの化学成分を加えることにより、またはミネラルを多く含む水を少量混ぜ合わせることにより行う。この目的のためには、海水、および次亜塩素酸塩生成のための電気分解を行った後の海水が使われてきた。しかし、配水中に臭素酸が生成されるため、後者は基本的に実践されなくなった。混合用水は、微生物学的な安全性を確保するために前処理がなされるべきである。というのも、淡水化後の残留消毒剤のレベルは、混合用

水中に存在する病原体を制御するには不十分かもしれないからである。

淡水化処理水は溶解性物質や、水の中に普通にみられるカルシウムやマグネシウムなどの必須元素の濃度は通常より低い(関連文書「飲料水におけるカルシウムおよびマグネシウム (*Calcium and magnesium in drinking-water*)」(付録1)を参照)。飲料水は一般的に、必須元素の推奨一日摂取量への貢献比率が小さく、ほとんどの摂取は食品を通しておこなわれる。フッ素もまた、配水前に添加しない限り、淡水化処理水には含まれておらず、このことは砂糖消費量が多い国々では考慮したほうが良いかもしれない(WHO, 2005b)。

気候が暖かい地域で配水の温度が高い場合や、長距離移送の間に残留消毒剤を維持することが困難な場合、栄養素利用可能性によっては、微生物の再増殖を引き起こすかもしれない。そのような増殖は健康に対し重大な影響はなさそう(関連文書、「従属栄養細菌数と飲料水の安全性 (*Heterotrophic plate counts and drinking-water safety*)」(付録1)参照)だが、受容性の問題を生ずる可能性がある。クロラミンを使うことは、滞留時間が長く、温度の高い配水システムにおいて遊離塩素の有利な代替手段となる。ただし、過剰なアンモニアが存在する中でクロラミン処理が実施される場合は、生物膜中の生物による亜硝酸塩生成について考慮する必要がある。

安全な飲料水供給のための淡水化に関する広範囲にわたる情報は、書籍「淡水化技術: 健康と環境に与える影響 (*Desalination technology: Health and environmental impacts*)」(Cotruvoら, 2010)および関連文書「淡水化による安全な飲料水 (*Safe drinking-water from desalination*)」(付録1参照)より入手できる。

6.6 二元給水システム

ある場所においては、管路による飲料水供給が提供されている家庭および建築物において、非飲料水用途の代替水源から管路による水供給を受けるといふ、二元給水システムを形成している。代替水源は通常、高品質の水源を非飲料(例えば、トイレ、衣服の洗濯、灌水など)のために使用することを抑えるため、または単に欠乏しがちな水源を保全するために提供される。

管路による非飲料水の供給は、典型的には飲料水管と非飲料水管の偶発的な誤接続によって、健康への危害因子を生ずる潜在的な可能性がある。二元給水システムによる健康リスクを制御する手段には次の様なものがある。

- 誤接続を防ぐ優良な設計規範の利用
- 非飲料水供給を飲料水供給と間違えないようにするための両システムに対する曖昧でない明確なラベル付け
- 資格のある配管工に限定した非飲料水管路システムの設置
- 飲料水サーベイランスに責任のある官署による非飲料水管路システムに対する規制
- 誤接続による非飲料水への曝露に起因する潜在的な健康リスクおよび経験も資格もない者によるシステムの変更が及ぼす危険の公衆に対する周知

先進国では、家庭レベルまたは公共建築物において二元給水システムの設置が増加している。特に資格のない者によって設置が行われるところでは、設置に関してガイダンスが提供されるべきである。係る建築物へ供給する飲料水は、公共水道への逆流を防ぐために逆止弁を備えるべきである。

6.7 緊急事態と災害

安全な飲料水は、適切な衛生処理と同様、ほとんどの緊急事態や災害に際して公衆衛生上最も重要な要件の一つである。水に係る最大の健康リスクは、衛生処理、身体衛生および飲料水水源保護が不適切な結果生ずる糞便性病原体の伝播に起因する。化学・原子力産業施設の損壊、輸送中の漏洩、または、火山活動などに伴う災害は、化学的または放射線学的な危害因子による汚染をもたらすことがある。ほとんどの大規模緊急事態の状況は異なっており、それぞれに固有の問題と困難さがある。

多くの機関が災害復旧、または緊急事態の監視に関与する場合、それら機関の間で良好な情報伝達がなされ、それぞれの活動が連携していることが極めて重要である。また、全体のまとめ役が、水の供給や衛生等のそれぞれの分野の専門家の助言を取り入れることも重要である。この節では、主として大規模災害や緊急事態について検討するが、多くの情報は小規模の緊急事態にも適用できる。管路による供給における小規模の微生物学的・化学的緊急事態については、**第7章**および**第8章**の関連する部分を参考にされたい。

紛争や自然災害により住民が避難させられたときに、避難先の土地で、保護されていない水源が汚染されていることがある。人口密度が高く、衛生処理が十分でないときには、仮居住地の中や周辺の保護されていない水源が汚染されるおそれが極めて高い。食料不足による栄養失調、または他の疾病の結果免疫力が低下した避難住民は、水系感染症の集団発生リスクが高くなる。

緊急事態計画の第一歩として、次の3つの段階が含まれるべきである。

- 1) 障害が起きた場合に基本的なサービスの大規模な停止に至るであろう既存システムの重大な要素を特定するための脆弱性の評価(これは、大規模供給に対しては **WSP** の一部であるべきである)。
- 2) 脆弱な要素または施設が損なわれた際の壊滅的な影響を防ぎ、または低減するために実行可能な活動を特定するための軽減計画
- 3) サービスが停止した時の危機管理およびサービス復旧の手助けとなる緊急事態準備計画
起こり得る事象を予測し、計画を立て、必要な時に対応できるよう準備をし、予備の資材および施設を持ち、シミュレーションを実施することにより、緊急事態の際に当該組織およびその職員が効果的に行動することが鍵である。

ほとんどの緊急事態の状況では利用可能な水源が限定され、飲用および調理用と同時に、身体および屋内衛生用に十分な量の水を供給することが重要となる。そのため、国の水質基準は、

健康に対する短期および長期のリスクと便益を考慮して柔軟であるべきであり、衛生のための水の利用を過度に制限することは、結果的に総合的な疾病伝播のリスクを高めることがよくあるので控えるべきである。

被災者集団に飲料水を供給する際には、考慮すべき要因が以下のように多くある。

- **利用可能な水量と供給の信頼性:** 通常、水質を改善することは、その利用可能量を高めること、または、被災者集団を他の水源により近いところへ移動させることよりも容易であることから、ほとんどの緊急事態において、水量と供給の信頼性は他のすべてに優先させるべき事項であると考えられる。
- **水へのアクセスの公平性:** 最小限必要な量を満たすことのできる十分な水が利用可能であったとしても、公平なアクセスが保証されるようにさらなる手段を講じる必要があるだろう。給水点が居住地から十分に近くない限り、人々は必要に見合う十分な量の水を得ることができない。すべての人に最低限必要な量が満たされるよう保証するために、水を配給制にする必要があるかも知れない。
- **汚染に対する水源の保護:** このことは、水供給において消毒が必要と考えられるかどうかにかかわらず、緊急事態においては常に優先して取り上げるべきである。
- **消毒の必要性:** 消毒、適切な残留消毒剤の維持、および必要に応じて、効果的に消毒を行うために可能な限り濁度を低くする前処理は、安全な飲料水供給を確保するために必須の要素である。
- **長期化する緊急事態に対する長期計画:** 緊急事態または災害の最初の段階が終わり、整理作業が進行している間は、安全な水と衛生を長期的に提供するための考慮が必要である。この場合、事前計画が非常に重要であろう。
- **受容性:** 緊急時に供給される飲料水が、消費者にとって、味、臭気および外観上受け入れられるものであることを保証することは重要であり、もしそうでなければ、消費者は、保護されていない、または浄水処理されていない水供給を利用するかもしれない。
- **採水用・貯水用容器の必要性:** 衛生的で、その地方の要求や習慣に適した容器が、洗濯、調理および入浴用の採水および貯水のために必要である。
- **ボトル水またはパック水の利用可能性:** 信頼できる供給元からボトル水またはパック水を提供することは、緊急事態や災害時にしばしば安全な飲料水を迅速に提供する効果的な方法となる。もし、醸造業者や飲料水メーカーが緊急事態対策計画の一員であれば、多くの場合緊急時に、彼らはその製造工程をボトル水またはパック水の製造へ変更することができる。これは、もし彼らが、製造工程で材料として使われる水の水質を確保するために水処理プラントを有する場合、特に貴重である。

多くの緊急事態に際して、被災者は給水拠点で水を受け取ってきて、容器に蓄えておき、それを調理用や飲用の容器に移し替える。給水から消費に至るまでの間における水の汚染に由来す

る健康リスクに人々が気づき、しかも、そのリスクを減じたり、取り除いたりするための手段を持っていることが重要である。詳細な情報については Wisner & Adams (2003)を参照されたい。

緊急事態の間、水質の監視を行うべきである。衛生査察および微生物に関する採水と分析、消毒を含めた浄水処理プロセスの監視、すべての給水地点における水質および家庭内試料の水質の監視、疾病の集団発生調査または衛生向上活動の評価に際しての水質評価などが必要に応じて行われるべきである。

監視および報告システムは、健康を保護するための迅速な行動が取られるよう、計画され運営されるべきである。また、水質が健康上の問題となっている疑いがあるときには水質調査が速やかに行われ、浄水処理プロセス—特に消毒—が必要に応じて修正されるよう、健康に関する情報も監視されるべきである。

多数の試料水を検査する必要がある場合や、広範囲なパラメータの分析について関心がある場合には、一般的に、試験機関での分析が最も適している。災害により、飲料水供給事業者の試験機関や、環境衛生部局または大学の試験機関が機能しなくなっている場合には、仮設の試験機関を設ける必要があるかも知れない。試料を試験機関に輸送する際には、意味ある結果を確保するために、その適切な取り扱いが重要である。携帯型のテストキットにより、糞便性大腸菌数、遊離残留塩素、pH、濁度、およびろ過性などの鍵となる水質パラメータを現場で測定することができる。

試料の採取、ラベル付け、梱包および輸送の正しい手順、ならびに、衛生調査によって得られ試験機関での分析結果の解釈に役立つ支援情報の提供について、作業員を訓練するべきである。試料水の採取および検査方法に関するガイダンスは、Bartrams & Balance (1996)、WHO (1997)および APHA, AWWA & WEF (2005)を参照されたい。

6.8 一時的な水の供給

計画された季節的または時間の限られたイベント(例えば、祭り、市場、およびサマーキャンプなど)用に配られる水供給、というような一時的な水供給に関する質の悪い管理や計画の結果、数多くの水系感染症の集団発生が起こってきた。休暇用の別荘地や行楽地の水供給は、季節ごとの需要がかなり大きく変動することで特有の問題を引き起こすものの、常設の供給の為ここでは触れない。

適切な水量や水質など飲料水の安全のための系統的な取り組みが、一時的な水供給のために必要である。また、関連する危害因子やリスクを同定し、それらに対処するための優良な管理手順を策定する際、WSPは必須の要件となる。第4章および本章の他の節では追加的に役立つ情報が提供されている。水が給水車で供給される場合、その要件は売り水(6.3)やバルク水供給(6.4)と同じである。

一時的な水供給は独立している場合もあれば(つまり、他のいかなる水供給システムともつなが

っておらず、水源から給水栓まで独自の施設を有する)、あるいは他に依存しているかもしれない(すなわち、既存の水供給システムから浄水を受水するが、自前の配水施設を有する)。もし、常設システムの技術、専門知識、および管理を利用できるのであれば、通常、飲料水汚染のリスクは依存型システムの方が低い。契約がイベント(例えば、お祭り)の主催者と水供給事業者との間でしばしば結ばれ、それには当該事業者が供給する水量と水質、水質管理における両当事者の役割と責任、水質監視の地点と頻度、衛生官署による衛生査察とサーベイランス、および、適正かつ適切な場所に設置された衛生設備の提供などが含まれるべきである。イベント主催者、水供給事業者および関連衛生官署の連携は飲料水の安全確保のために非常に重要である。

一時的な水の供給システムは、その規模、運用期間、水の使用、および需要の変動において極めて変化に富み、計画・設計段階でこれらの変動を考慮すべきである。独立系システムにおいては、水量、水質および浄水処理プロセスの観点から、水源の選定には十分な検討を要すべきで、また他の供給源や水源に悪影響を及ぼさないように注意すべきである。一時的なシステムが水道本管と直接接続している場合、一時的システムの建設や運用時における逆流により水道本管が誤って汚染されないようにすることが重要である。消火、手洗い、水洗トイレに関する水消費は、これらの用途のための他の水源が無い場合、水需要の全体量と予測可能な変動量を見積もる際に考慮に入れておくべきである。

一時的供給の水質目標は常設水供給と同じとすべきである。消毒は一時的な供給においては絶対必要なものとみなすべきであり、給水栓での残留消毒剤(例えば、塩素)をあるレベルに維持することが望ましい。供給が飲料用途でないときは、それが飲料に使われないことを確実にするために、適切な処置をとるべきである。

一時的な水の供給を再度行う場合、再使用前に通常の残留消毒剤より高い濃度の水でシステム全体を洗い流すことが非常に重要である。現場で設置することを計画する際には、パイプ、ホースおよび継手の配置には汚染のリスクについて考慮すべきである。例えば、糞便汚染の可能性のある場所の近くの地面に、ホースや接続金具を置かない、あるいは温度上昇により微生物の増殖を促すような直射日光が当たる場所に貯水タンクを置かない、など。このような施設に、水質劣化を引き起こす可能性のある水漏れなどの欠陥が無いこと、および全ての給水栓の水質が求められた水質目標を満たしていることを確実にすることもまた重要である。設備の解体中や移送中の重要な制御手段として、ホースを空にすることがあり、また、汚染物の侵入を避けるために乾燥し保管することが望ましい。全ての場合において、資材は飲料水と接する用途に承認された物を使うべきである。

排水管理および投棄処分施設の計画や設計をする際には注意を要する。特に、トイレおよび投棄処分施設は、水源水質や貯留水に悪影響を与えるリスクを避ける様に配置しなければならない。また、畜舎の様な他のエリアからの排水が水源に入ることを避けることも重要である。係る水源、浄水処理施設および配水池は、カバーや屋根により動物(例えば、鳥の糞)や人間が立ち入らな

い様に十分に保護すべきである。

通常、一時的なシステムは既存の常設水供給システムに比べ、偶発的汚染や故意の汚染に対してより脆弱であり、安全に対する注意を払う必要がある。浄水処理施設は全て、少なくとも毎日完全に検査すべきである。これら手順および要件の全ては、WSP の中核である運用管理書に含まれるべきである。

標識は給水栓からの水が適切に使われ、かつ水源と飲料水基盤施設の保護を確保するための重要な要素である。標識は容易に理解できるようにし、フェンスなど他の防御手段と共に使うべきである。

水質および外観は、一時的な水供給システムの給水栓において日常的に監視すべきである。少なくとも最低限として、水温および残留消毒剤は潜在的な問題を示す単純で迅速な検査項目として毎日監視すべきである。他の基本的なパラメータは定期的に監視すべきであり、可能であれば、pH、電気伝導度、濁度、色度、および大腸菌(または代替手段として、糞便性大腸菌)を含む項目を監視すべきである。適切な衛生官署による、一時的な水供給の日常的な衛生査察は非常に大切である。水質に関わる問題が生じた場合はいかなるときも、WSP を支える管理文書に記載されている是正措置を直ちに採るべきである。一時的な水供給システムが数週間以上の期間使われる予定の場合、適切な衛生官署による定期的なサーベイランスを実施すべきである。

6.9 建築物²

建築物の飲料水は主要な汚染源となる可能性があり、これらシステムの管理が劣ると感染症や疾病の集団発生に寄与してしまう。水の安全性を確保する上での課題の一つは、建築物内の飲料水水質の制御に不可欠な活動の責任が、しばしば飲料水供給事業者の権限外にあることである。建築物内の飲料水システムの安全な管理に携わる、異なる関係者の役割と責任は、資産の所有権やアクセス権などの多くの要素に影響される。水供給事業者の WSP は逆流防止装置の設置を確保し、または利用者が水質を自ら保護するための情報を提供するなどの数々の取組を含むこともあるかもしれないが、公共水道管理のための WSP 策定では、一般的には建築物まで範囲を広げない。多くの場合、所有者、管理者または維持管理者は建築物の水供給を管理する責任があるが、飲料水ガイドラインに対する認知やその利用に関しては多くの場合限定されており、教育支援プログラムが必要となる。

建築物における配管網の設計は、様々な建築物の種類(例えば、学校、育児施設、住宅建物、ホテル、スポーツ施設、工場、オフィスビル、博物館、交通ターミナルなど)、デザイン、および水の利用に影響される。建築物内の飲料水システムは、一般的に熱水および冷水の配管網に分かれており、水系装置(例えば、冷却塔、ボイラー、スイミングプールなど)またはその場で使用する機器(例えば、洗濯機)につながっているでしょう。

² 病院、看護施設およびその他の医療施設については 6.10 にて議論する。

一般的な飲料水の安全性は、健全な設計、日常的な維持管理手続き、定期的な洗浄、温度管理、流水管理(滞留防止)等の優良な管理の実践により確保される。これらの実践は建築物の所有者または管理者により策定される WSP に含まれるべきである。建築物の WSP では冷・熱飲料水配管網を取りあげ、水系装置やその場で使用する機器を考慮すべきである。監督機関またはその他適切な官署が、建築物の飲料水システムに対する WSP の策定・利用に関しての指針を提供してもよい。

監督官庁は、リスクのレベルに基づいて全般的な、または特定の種類の建築物に対して、法令遵守の要件を指定することができる。学校、ホテル、およびその他ある種の大規模建築物はリスクが高い環境である。それには二つの理由があり、一つは飲料水システムが複雑であること、もう一つは、利用者、居住者および訪問者の一部の人たちは感受性が高い、ということによる。運用監視、制御手段のバリデーション(妥当性確認)、および検証という観点で警戒を強めることは一般的に正当なことである。個々の建築物固有の WSP を介した維持管理および監視プログラム実施の遵守が求められるであろう。維持管理および監視プログラム、ならびに法令遵守証明書を建築物内の目立つ場所に掲示することが適切であろう。独立した査察機関が、法令遵守を検証して認証することも考えられる。

建築物の飲料水システムに脅威を与える主要な危害因子は、外部の水供給、または貯水タンクを含む配水システムの欠陥による汚染の侵入である。未認可の不適切な継手や資材によって、タンク、配管、接合部、配管材から化学物質が放出される可能性がある。放出の程度は材料の経年度合いや接触期間に依存するであろう。例えば、最初に出す水にはより高い濃度の鉛や銅が含まれる。化学物質の貯留容器との誤接合、その場で使用する機器からの逆流、および非飲料水供給との誤接合等は飲料水へのさまざまな汚染へつながる可能性がある。

水が建築物内の機器へ直接供給される場合、主配水網への逆流の可能性がある。これは、主配水網につないだ機器の圧力が高い場合、または主供給側の圧力が低い場合に起きるが、適切な逆流防止装置を設置することで防ぐことができる。

飲料水には直接関係しないもう一つの問題として、表面や水系装置内の微生物の増殖(例えばレジオネラ)があり、それはスプレー液滴からの吸入による危害因子となりうる。係るバクテリアの増殖は基本的な措置を通して制御することができる(例えば、レジオネラが増殖する温度範囲外、すなわちお湯は50℃より高温、冷水は25℃未満に水温を保つ、または適切な残留消毒剤を維持するなど)。温度制御の不良は、冷水システムにおいては熱水システムからの断熱・分離が不十分なことで起こる可能性があり、熱水システムにおいては、加熱装置や貯留容器の中、調整装置の不適切な位置、長い枝管と行止管(すなわち、パイプの長さ、片方が閉じている、水の流れが無いなど)などで起こり得る。大規模な建築物では、長い配水システムの中でレジオネラが増殖する可能性は高まることから、これらシステムの管理には特別な注意が必要である。飲料水中のレジオネラに関して、より詳しい情報については 11.1 および関連文書「レジオネラとレジオネラ症の予

防(*Legionella and the prevention of legionellosis*)」(付録 1)を参照されたい。

健康危害因子およびリスクの効果的な評価には、建築物の水システムの物理的構造の資料が必要である。この資料は常に更新され給湯設備・冷水の配管網を含むものとする。さらに、使用資材、流入元での処理、飲料水供給に接続された使用点での処理・機器・システム(例えば、消火活動のための)、および飲料水システムが提供する水系装置なども含むものとする。

建築物の配水システムを評価するに当たり、汚染物質の侵入、導入、および増殖に関連した、以下のことを含む幅広い具体的な問題を考慮に入れておかなければならない。

- 外部供給の品質と管理
- 独立した水供給の使用
- 間欠的な供給
- システム内の水圧
- (冷水および熱水システム内の)水温
- 貯水タンクの完全性
- 間欠または季節的な使用をする範囲(例えば、季節で泊り客が変動するホテル、学校など)
- 誤接合、特に複合システムの場合
- 逆流防止
- 行止管およびその他停滞水のおそれがある部分を最小化するシステム設計
- 飲料水用に承認された資材やコーティングの使用

大規模建築物の配水システムの目的は、安全な飲料水を適切な水圧と流量で供給することである。建築物へ供給される水の水質は、水道事業者、または流入地点への装置の設置(一般的に所有者や運用者が管理する)などにより確保される。飲料水水質を維持するためには、配水時間を最小にし、低流量、および低水圧の機会を最小限にすることが重要である。

水の安全性が維持されていることを確かにするため、システムの修理、改修および拡張のための手順を設定し、また、水システムへの変更を含む全ての作業が文書で記録されるべきである。システム作業の後には、消毒および洗浄することが適切である。

監視は、制御手順が効果的に働いていることを確実にすることに焦点を当てるべきである。可能であれば、維持管理担当職員が、温度、pH、および残留消毒剤などのフィールドテストキットを使って監視することも含むべきである。その頻度は建築物の規模と使い方によるが、大規模建築物では毎週行うべきである。飲料水水質の監視は、建築物が新しいかまたは引渡されたばかりのときはより頻繁に行うべきである。

独立したサーベイランスは、建築物内での継続的な水の安全性を確保する上で望ましい要素であり、担当保健機関またはその他の独立した官署により行われるべきである。

建築物内における飲料水の安全性確保のために国の監督官庁が行う支援活動には、以下のことが含まれる。

- ・ 優良作業規程の適用重視(例えば、建築物の引き渡し時、ならびに、建築および修繕契約時など)
- ・ 建築物の所有者ならびに管理者、技術者、配管工および水系装置(例えば、冷却装置や蒸気凝縮器)の運用者への適切な教育および訓練プログラム
- ・ 配管工団体の規制および認定を受けた専門家の利用
- ・ 市場に流通する資材および器具の効果的な認証および使用
- ・ 水系装置の設計・運用のための実践規約

さらに詳しいガイダンスは、関連文書「建築物内の水の安全(*Water safety in buildings*)」(付録1)を参照のこと。

6.10 ヘルスケア施設

ヘルスケア施設には、病院、ヘルスセンターおよびホスピス、在宅看護、歯科医院、ならびに、人工透析施設が含まれる。係る施設の飲料水は、人による摂取に適しており、かつ、身体衛生など、あらゆる日常的家事用途に適したものでなくてはならない。しかし、飲料水がすべての用途には、あるいは、患者によっては必ずしも適しておらず、さらに処理したり、他の安全対策をとることが必要な場合がある。

緑膿菌、抗酸菌、アシネトバクター、エロモナスおよびアスペルギルスなどの微生物は、ヘルスケア施設の大半の患者を含めて、一般集団の水の摂取によって健康上の問題が生じることはないだろう。しかし、好中球数が 500/ μL 以下などといった重度免疫不全症患者にとっては問題となるかもしれない。(関連文書「従属栄養細菌数と飲料水の安全性(*Heterotrophic plate counts and drinking-water safety*)」(付録1)参照)。これらの微生物はまた、飲料水で火傷を洗ったり、内視鏡やカテーテルなどの医療器具を洗ったりした場合に、感染の原因となる可能性もある。これらの目的に使用する水は、用途によって、精密ろ過や滅菌といった追加処理が必要な場合がある。

ヘルスケア施設は、レジオネラの繁殖と拡散を促すような環境を含むことがある(11.1 および関連文書「レジオネラとレジオネラ症の予防(*Legionella and the prevention of legionellosis*)」(付録1)参照)。歯科の処置における水冷式高速ドリル等の機器では、飛沫の吸入や創傷感染の両方に対する特別な懸念がある。

腎臓透析では、飲料水より高水質の水が大量に必要である。人工透析に用いる水には、微生物、内毒素(エンドキシン)、毒素および化学的な汚染物質の存在量を最小にするための特別な処理が必要である。過去に透析性痴呆を引き起こしたことのあるアルミニウムに関しては特別な要件がある。また、人工透析患者はクロラミンに対しても感受性があるので、飲料水供給においてクロラミン処理による消毒が行われているとき、特に自宅で人工透析を行っている患者が居る地域では、この問題を考慮しなければならない。

すべてのヘルスケア施設は、感染予防プログラムの一環として独自の WSP を策定するべきで

ある。これらの WSP は、水質および浄水処理に関する必要条件、専門器具の洗浄、ならびに、給水システムおよびその付帯設備における微生物増殖の抑制などの事項に言及すべきである。

6.11 旅行者のための安全な飲料水

旅行者が病気を引き起こす微生物に曝露する最も一般的な感染源は、汚染された飲料水や汚染された水で洗った食品である。下痢は水系感染の最も一般的な症状であり、全旅行者の 20-50%、あるいは年間約 1000 万人に影響を与えている。高級なリゾート地やホテルに滞在する人々の間でも感染は起こり得る。世界の一部の地域では、たとえその水が無色透明だとしても、適切な条件で生産されていない水道水やボトル水は安全ではないかもしれない。

多くの異なる病原体が下痢の原因となり得るので、感染性下痢をまとめて予防できるワクチンは存在しない。旅行者は病気の可能性を認識し、リスクを最小にするための適切な手段を講じることが重要である。飲料水の水質が疑わしい地域に居住または旅行する際の予防的手段として、以下のようなことが挙げられる。

- 良く知られたメーカー（監督官署から認可されたところが望ましい）が不正開封防止容器やボトル・カンンの形態で提供する、ボトル水または他の飲料（炭酸飲料、殺菌したジュースや牛乳）だけを飲むこと。ホテルの職員や現地の世話役は地域の安全なブランドについての優れた情報源となることがしばしばある。
- 使用場所において効果的な処理（例えば、沸騰、ろ過、化学薬品消毒）が行われ、清潔な容器に保存された水を飲むこと。
- 沸騰水でつくり、熱いままの状態でも清潔な容器で保存されたコーヒーやお茶などの熱い飲料を飲むこと。
- 安全でない水で歯磨きをするのを避けること。
- 安全な水からつくられていない限り、氷は使わない。
- 安全でない水で洗われ、または調理されたかもしれないサラダやその他未調理の食品を避けること。

少量の水であれば、旅行者は処理することができ、その処理によって安全性を著しく向上させることができる。数多くの簡易な水処理方法や市販の技術用品を、旅行者が単身用または家族用として水を消毒するために用いることができる。旅行者はあらゆる部類の病原体を除去または不活化する水処理方法を選択すべきである。技術用品は信用できる機関により認証されてあるべきで、またメーカーの指示を注意深く守らなければならない。

水を煮沸することは、たとえ濁度が高く、また、たとえ高度が高い場所でも、疾病の原因となる病原体を全て死滅させる最も簡単かつ有効な方法である。熱水をさます場合は、水を加えてはならない。水が濁っており快適性のために濁りを取り除く場合は、煮沸の前に取り除くべきである。

水を煮沸できない場合、無色で濁っていない水への薬品消毒は、細菌、ほとんどのウイルスお

よび一部の原虫(ただし、例えばオーシスト段階のクリプトスポリジウムを除く)を死滅させる上で効果がある。ある種の塩素系・ヨウ素系の化合物は、旅行者が飲料水の消毒に最も広く用いている薬品である。塩素処理またはヨウ素処理の後に、水の過剰な味や臭気を取り除くために、活性炭(またはチャコール)フィルターが用いられることがある。消毒後の効果的なヨウ素除去装置(例えば、活性炭)等の処理をしない限り、乳児、妊婦、甲状腺疾患の病歴のある者、およびヨウ素過敏症のある者に対して、長期間ヨウ素を使うことは推奨しない。3~4週間以上にわたり、日々消費する水全てにヨウ素処理を利用しようとする旅行者は、予め医師に相談すべきであり、使用量を過剰にしてはならない。銀は消毒剤として推奨されることもあるが、その効果は不確かであり、また非常に長時間の接触を必要とするので推奨しない。

水中の懸濁粒子は消毒の効果を低下させる可能性があり、濁水は消毒前に清澄化またはろ過すべきである。清澄化(粒子除去のための凝集とフロック形成)と塩素消毒を兼ね備えた化学製品が入手可能である。

セラミック、膜(主に逆浸透膜)、および活性炭ブロックフィルターなどの、原虫やある種のバクテリアを除去することが試験され認められた、その場で使用する携帯型のろ過器具もまた入手可能である。オーシスト段階のクリプトスポリジウムの除去を確実にするために、孔径が1ミクロン以下の仕様のもので推奨される。これらのフィルターは、最終フィルターが目詰まりを避けるために、懸濁粒子を除去するプレフィルターを必要とすることがある。

水を煮沸するのでもなければ、幾つかの浄水技術を組み合わせること(例えば、清澄化とろ過の双方またはいずれかの後に化学消毒を行うこと)が推奨される。この組み合わせは、バクテリアとウイルスの死滅に加え、相当量の原虫を除去する多段処理バリアを提供する。

免疫機構が弱まった人々、妊婦および乳児には、例えばクリプトスポリジウムに汚染された水からの感染リスクを小さくするために、さらなる予防措置が望まれる。国際的に、または国家的に認証されたボトル水またはミネラルウォーターもまた許容できるかもしれないが、水を煮沸し安全な容器で保管することが推奨される。

カーボンフィルターろ過および逆浸透を除き、ここで述べた処理方法は、通常飲料水中の多くの化学汚染物質のレベルを低減することはない。しかし、これらは通常、短期的な健康上の懸念とはならない。

水中の微生物および化学物質の自家処理に関するさらに詳しい情報は 7.3.2 および 8.4.4 にそれぞれ述べられている。旅行者が利用できる飲料水の消毒方法を表 6.1 にまとめている。

表 6.1 旅行者が利用できる飲料水消毒法

方法	推奨	できること	できないこと
煮沸	水を沸騰させ自然にさます。	病原体を全て死滅させる。	濁りや雲状の混濁は取り除かない。汚染に対する防御のための、塩素などの残留消毒効果はない。
塩素化合物：	一般的室温でかつ水温が 25℃では、接触時間を最短でも 30 分とすべき。より低い水温では接触時間を延ばす一例えば 25℃から 10℃下がることに時間を 2 倍にする。	大半のバクテリアとウイルスを死滅させる効果あり。 特に水が冷たいとき、ジアルジア嚢子を死滅させるためにはより長い接触時間が必要。	クリプトスポリジウムに対して効果なし。
1. 無臭の家庭用漂白剤(次亜塩素酸ナトリウム)	説明書に従って準備する。 最大の効果を発揮するため、透明な水、または沈降・清澄化後に添加する。 種類と標準的な用量：		
2. ジクロロイソシアヌル酸ナトリウム錠	1. 家庭用漂白剤(5%)—1リットル当たり4滴		
3. 次亜塩素酸カルシウム	2. ジクロロイソシアヌル酸ナトリウム—1錠(パッケージの指示量あたり) 3. 次亜塩素酸カルシウム(1%保存溶液) ^a —1リットル当り4滴		
凝集剤含有塩素錠/小袋	用量はパッケージの指示に従う。	大半の水系病原体を死滅また除去する効果あり(凝集剤はクリプトスポリジウムを部分的に除去)。	凝集水は上澄水のみを清浄な容器に移さなければならない。その際、清浄な布フィルターを通すことが望ましい。

表 6.1 (続き)

方法	推奨	できること	できないこと
<p>ヨウ素:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. ヨードチンキ (2% 溶液) 2. ヨウ素 (10% 溶液) 3. ヨウ素錠 4. ヨード樹脂 (三ヨウ化物、または五ヨウ化物) 	<p>25°C 一少なくとも 30 分の接触時間、より低い水温では接触時間を増やす。バケージの指示に従い準備する。</p> <p>種類と標準的な用量:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. ヨードチンキ (2% 溶液) – 1 リットル 当り 5 滴 2. ヨウ素 (10% 溶液) – 1 リットル 当り 8 滴 3. ヨウ素錠 – 1 リットル 当たり 1 または 2 錠 4. ヨード樹脂 (三ヨウ化物、または五ヨウ化物) – 指示に基づき室温として 1 能力範囲内で使用 <p>注意: 妊婦、甲状腺に異常がある者、または数か月以上の使用は推奨しない。ヨウ素処理後の過剰なヨウ素はカーボンフィルターまたは他の効果的なプロセスを使い取り除いてもよい。</p>	<p>大半の病原体を死滅させる。特に水が冷たいとき、ジアルジア嚢子死滅のためにはより長い接触時間が必要。</p> <p>ヨード樹脂後のカーボンフィルターろ過は水から過剰なヨウ素を取り除く。カーボンフィルターを定期的に交換すること。</p>	<p>クリプトスポリジウムに対して効果なし。</p>
<p>携帯型フィルター装置:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. セラミックフィルター 2. カーボンフィルター: カーボンブロックフィルターの中にはクリプトスポリジウムを除去するものがある。オージン除去用に試験され認証を受けたものに限る。 3. メンブレンフィルター (精密ろ過 (MF)、限外ろ過 (UF)、ナノろ過 (NF)、および逆浸透 (RO)) タイプの装置 	<p>メーカーが提供し国または国際認証機関が認定した、孔径の仕様および各病原体 (ウイルス、バクテリア、および原虫) に対する除去効率の報告値を確認すること。フィルターの孔径は 1 μm 以下 (絶対値) の仕様でなければならぬ。孔の詰まりを防ぐために、水は透明でなければならぬ。塩素またはヨウ水を沸騰しない場合、濁水をきれいにするためにろ過または沈降が推奨される。</p>	<p>1 μm 以下の孔径のフィルターはジアルジア、クリプトスポリジウム、およびその他の原虫を除去する。</p> <p>認定された RO 膜装置は殆ど全ての病原体を除去することができる。</p> <p>フィルターの中には、微生物死滅のために、ヨウ素や塩素等の消毒剤を含むものがある。メーカーの説明や独立した国の若しくは国際認証機関の文書を確認すること。</p>	<p>孔径が 1 μm より大きなフィルターではバクテリアとウイルスのほとんどは取り除かれない。</p> <p>MF は、特に透明な水からは、ウイルスを取り除かないかもしれない。ウイルス低減のため、薬品消費や煮沸・低温殺菌などの追加処理が必要かもしれない。</p> <p>ほとんどのカーボンブロックフィルターは、たとえ銀を炭素に含浸させたとしても、孔径が大きすぎる (> 1 μm) ので、原虫は可能かもしれないが、その他の病原体は取り除かない。</p>
<p>° 次亜塩素酸カルシウムの 1% 保存溶液を作るには、水 1 リットルに対して以下の量を添加する: 塩素含有量が 35% の場合は 28g、塩素含有量が 65% の場合は 15.4g、塩素含有量が 70% の場合は 14.3g。</p>			

6.12 航空機と空港

航空機内での感染症の伝播に、水が媒体として重要な役割を果たしている可能性があることは、これまでによく記録されている。一般的な言い方をすれば、最大の微生物学的リスクは、人や動物の排泄物により汚染された水を摂取することによる。航空機に補給する水の供給源が汚染されていて、しかも、十分な用心がされていなければ、航空機の水が飲料や歯磨きに使われると、それにより感染症が蔓延する。したがって、空港では、国際保健規則(2005)を遵守し、担当規制機関により承認された供給源から、飲用に適した水の供給を受けるようにしなければならない(WHO, 2005a)。通常空港では、水が空港に搬入されたときにそれを管理する特別な取り決めがある。

飲用に適した水の供給源であっても、移し換え、貯留または航空機内での給水の過程で水が汚染されれば、安全が保たれていることにはならない。水の受け取りから航空機への移送(例えば、給水車や水タンク車による)までを通して、空港内での水管理をカバーする WSP は、航空における水安全の枠組みを提供するものである。そのことは、航空機内で水質維持を確保する手段(例えば、航空機システムの設計、構築、運転および維持管理における安全な材料の使用と優良作業など)により補完される。

一般的な空港/航空機における給水システムの評価に際しては、特に以下のような問題を考慮しなければならない。

- 供給源の水質および追加処理の必要性
- 空港の貯水槽と配管の設計および施工
- 給水車の設計と製造
- 飲料水と触れることが承認された資材や付属品の全ての場面での使用
- 水の積み込み方法
- 航空機内の処理システム(例えば、紫外線消毒)
- 航空機内の配管の維持管理
- 逆流防止を含めた、誤接合の防止

空港官署は、水が航空機の取り扱い担当者の手に移るまで、運転監視を含めて安全な飲料水の供給に責任を有している。監視で主に重点が置かれるのは、管理プロセスの効果的運用を確認することであり、例えば供給水の水質が汚染されていないことであり、給水栓、ホースおよび給水車などシステムの全ての部分が清潔でよく整備されており、逆流防止が設置され、フィルターは全て清潔であることである。加えて、メンテナンスまたは修理の後には、システムを消毒・水洗すべきであり、かつ微生物学的水質を、できればシステムが再開される前に、確認すべきである。

航空機または航空機飲料水供給システムへの水の移送は、そこまでの水質が良好であったとしても、危害因子が発生する潜在性もある。したがって、関係職員が適正に訓練され、それぞれの予防措置をとるべき理由および汚染防止に要する注意事項を理解することが重要である。車両や中継所の清潔さを維持管理する事を含めて、これまでの節で述べてきた管路による供給または

給水車ならびにタンク車による水の運搬に関わる予防措置は必要不可欠である。航空燃料が給水システムを汚染する潜在的危険性は高く、また、少量の低分子炭化水素だけで水が受容できなくなることもある。さらに、飲料水供給を担当する職員は、必要な全ての予防措置（例えば、徹底的な手洗い、上着の着替え）を最初に行わない場合は、航空機のトイレの掃除に関わる作業に携わってはならない。これら全ての要件および手順は、空港水移送システムに対する WSP の一部として適正に文書化すべきであり、当該空港を利用する航空会社に対して明確に示し、彼らが重要な利害関係者としてその役目を果たすことを確実にすべきである。

状況や機器または職員が変わるかもしれない、またバリアの弱体化や新しいリスクの発生に気が付かないこともあり得るので、独立機関によるサーベイランスは WSP の重要な要素である。これには、WSP の初期レビューと承認、WSP の規定と運用の定期的なレビューおよび直接評価、航空機業界の作業規定や関連文書「航空機における衛生と衛生設備の手引き (*Guide to hygiene and sanitation in aviation*)」(付録 1)、および、空港保健規則または航空会社規則に対して特別な注意を払うことなどが含まれる。いかなる事故に対する対応の記録とレビューを行い、得られた教訓を WSP に反映することもまた重要である。

6.13 船舶

船舶での感染症の伝播に、水が媒体として重要な役割を果たしている可能性があることは、これまでによく記録されている。一般的な言い方をすれば、最大の微生物学的リスクは、人や動物の排泄物により汚染された水を摂取することによる。しかしながら、船舶では、汚染されたバルク水が港で船内に運び込まれ、または船舶内での誤接合、または船舶内での不適切な処理等の結果として、化学物質汚染も起こり得る。関連文書「船舶衛生の手引き (*Guide to ship sanitation*)」(付録 1)では、船舶での水の処理、移送、製造、貯留または供給の間に遭遇する可能性のある要因、および水供給に関わる組織の特徴と規制の枠組みについて記されている。この点において、飲料水システムに関わる作業に責任ある職員全員を適正に訓練することは極めて重要である。

岸壁施設および船舶を含めた水供給システムの機構は、陸上での通常の水輸送とはかなり異なっているが、空港のそれとは似かよっている。港湾官署は、船舶に積むための安全な飲料水を提供することに責任がある。水が、安全な供給源からのものではないと疑われる場合、船長は追加処理（例えば、過剰塩素処理もしくはろ過など）が必要かどうか決定を下さなければならないことがある。船上での、または、積み込み前の処理が必要などときには、その水に最も適した、しかも、その船の船員や乗員が最も容易に運転・維持管理できる処理を選ぶべきである。

水は、ホースで各船舶に供給されるか、または、給水船や舢(はしけ)を介して船舶に移し換えられる。岸壁から船舶への水の移し換えの際に、微生物学的または化学的汚染の発生源となる可能性がある。岸壁から船舶への水の移し換えと船舶へのバルク貯留に加え、多くの船では自分

たちの飲料水をつくるため淡水化(6.4 参照)をしている。

岸壁施設とは対照的に、船舶内の配管は、比較的限られた空間の中にはめ込まれた、飲料水、海水、汚水および燃料などの、おびただしい配管システムから成っている。配管システムは、通常、広範囲にわたっていて複雑で、点検、修理および維持管理が困難である。船舶における多くの水系集団感染は、飲料水がその船舶に積み込まれた後の汚染—例えば、貯水システムが適切に設計・施工されていない場合の、汚水またはビルジ水によるものなど—に起因している。飲料水は、汚染に対して安全に製造され、設置され、保護された、1基または2基以上の水槽に蓄えられるべきである。飲料水の配管は保護されていて、ビルジ水に漬かったり、飲用ではない液体の貯留槽を貫通したりしないように配置すべきである。水の停滞や行き止まりを最小にし、また、水圧の急上昇や逆流を起こす可能性のある船舶の動きを考慮し、配水過程で水質の悪化を防ぐシステムを設計することは重要である。

船舶の水供給の運用の全体的評価が行われるべきである。評価に対する最終責任は船長が有しており、船長は実施中の管理プロセスが全て効率的に機能していることを確実にしなければならない。このプロセスの重要な部分は新鮮な飲料水供給に責任がある乗組員が適正な訓練を受け、適宜、再訓練を受けていることを保証することである。WSP を策定し当該システムが安全な水を供給する能力があることを確認するときは次の項目を検討することが必要である。

- 岸壁から船舶への移送設備およびその方法、さらに水の供給源が陸地の水源の場合は、加えて水源の水質も検討する。
- (使われる場合)淡水化設備とプロセス。6.5で掲げられた点を考慮する。
- 貯水槽と配管の設計および施工。承認された資材や化学物質の使用、異なる用途の配管に対する明確な色のコーディングなどを含む。
- 行き止まりおよび滞留域を最小限にする。これは定期的な洗い流しで管理してもよい。
- 船舶内のろ過システムおよびその他の浄水処理システム。消毒および残留性消毒の配水管内搬送を含む。
- 誤接合の防止、および正常に動作する逆流防止装置の設置。
- システム内の適切な水圧の維持。
- システム全体を通して残留消毒剤が存在すること。

システムは清浄度と修理の必要性について定期的に確認されなければならない、またpHや残留消毒剤などのパラメータについて毎日確認する必要がある。可能であれば、港の中だけであっても、細菌数や糞便大腸菌群などの微生物学上の水質を確認することは継続的な安全な水の供給を保証することに役立つ。整備や修理後の安全確保のために、システムや影響を受けた範囲の消毒を含む適切な手続きが実施されることも必要である。病気や味や臭気などといった問題のいかなる兆候も直ちに調査し、システムが発生源であることが示されれば修正しなければならない。船舶内の様な閉ざされたコミュニティでは、感染症の人から人へのまん延が主要な問題である。

船舶内のトイレや衛生システムで作業した者は、徹底的な手洗いと上着の着替をせずに飲料水システムの作業へ移るべきではない。

独立機関によるサーベイランスは、船舶における飲料水の安全性確保の望ましい要素である。これには定期的な監査と直接評価、WSP の再吟味と承認という意味が含まれる。造船業の作業規程、関連文書「船舶衛生の手引き(*Guide to ship sanitation*)」(付録 1)、および、港湾保健および航行規則に対し、特別な注意を払うべきである。また、独立機関によるサーベイランスでは、水質に影響を与える、または与えたかもしれない個々の事象全てが適正に調査され、そこから得た教訓が WSP に反映されていることを確実にすべきである。

6.14 パック飲料水

ボトル水および容器入りの水は、先進工業国、発展途上国を問わず広く手に入る。消費者は、味、便利さ、または流行など様々で理由でパック飲料水を買うが、安全性と健康上の便益もまた考慮すべき重要な事項である。

水は、缶、ラミネート加工した箱およびプラスチック製の袋などの様々な容器に詰められているが、最も一般的なのは、ガラスまたはプラスチック製ボトルにより提供されるものである。ボトル水にも、グラス一杯分のものから 80L 入りの大きなかご入り瓶まで、様々なサイズのものがある。ボトル水の材料、容器、および蓋の品質の制御には、特に配慮が必要である。水の味に影響を与えないので、オゾンが容器詰めの前最終消毒として使われることがある。水に自然由来の臭化物が含まれている場合、臭素酸の生成を最小にする配慮がなされない限り、臭素酸が生成される可能性がある。

本ガイドラインでは、あらゆるパック水についての基準導出のための基礎を提示している。他の水源からの飲料水の場合と同様に、安全管理、ならびに、最終製品の品質基準と検査の組み合わせによって、安全が追求される。また、結果が判るまでひとまとめの量(バッチ)を出荷せずにおくことができるので、より容易に安全が実現可能となる。パック水規制の国際的な枠組みは、世界保健機関の国際食品規格委員会(Codex Alimentarius Commission; Codex 委員会)および国連食糧農業機関により示されている。

Codex 委員会では、「ナチュラルミネラルウォーター基準(*Standard for natural mineral waters*)」—この基準では、所定の処理、特定化学物質についての上限值、衛生、包装およびラベル表示を含めて、製品と製品の成分および品質の要因について規定している—、およびこれに付随する作業規程を策定している。Codex 委員会では、ナチュラルミネラルウォーター以外のパック飲料水を対象とした、「ボトル水/パック水基準(*Standard for bottled/packaged water*)」も策定している。これら両方の Codex 基準では、本ガイドラインが直接参照されている。そして、ボトル水/パック水に対する Codex の基準値は、本ガイドラインで設定されたガイドライン値と全く同等のものである。Codex「ナチュラルミネラルウォーター基準」およびその付随作業規程のもとでは、ナ

ナチュラルミネラルウォーターは、取水および瓶詰めの際に、湧水または井戸などの天然水源からの水に処理を加えないことを含めて、厳しい要件に適合しなければならない。これに対して、Codex「ボトル水/パック水基準」では、湧水および井戸に加えて他の水源からの水が含まれており、また、水の安全性と品質の向上のための処理が含まれている。ナチュラルミネラルウォーターが長い文化的な歴史を持つ地域では、これらの基準の明確な区別が特に重大な問題となる。Codex「ナチュラルミネラルウォーター基準」、および、その付属作業規程および Codex「ボトル水/パック水基準」に関するより詳細な情報については、Codex 委員会のウェブサイト (<http://www.codexalimentarius.net/>) を参照されたい。

Codex 委員会による「ナチュラルミネラルウォーター取水、加工および販売規程 (*Code of practice for collecting, processing and marketing of natural mineral waters*)」では、各種の優良製造作業規範に関する手引き、ならびに、パック飲料水に適用し得る一般的な WSP が示されている。

ナチュラルミネラルウォーターには薬効またはその他の健康上の便益があると信じている消費者もいる。このような水の中には、一般にミネラル含有量が高く、ときには、飲料水として通常許容される濃度よりもはるかに高いものがある。このような水は、しばしば伝統的に長く用いられてきており、飲料水というよりもむしろ食品と見なされることを理由として、多くの場合認められる。ある種のミネラルウォーターはカルシウムやマグネシウムなどの必須微量栄養素の補給に有用かもしれないが、本ガイドラインでは、飲料水からのミネラル栄養分の摂取を取り囲む不確実性があることを考慮して、必須元素の最小濃度についての勧告を行わない。蒸留水や脱塩水など、ミネラル含有量が非常に少ないパック水も消費されている。ミネラル分が非常に低い水を長期にわたり摂取した場合の便益または危害因子に関する科学的情報は、いかなる勧告をするにも不十分である (WHO, 2005b; 関連文書「飲料水中のカルシウムとマグネシウム (*Calcium and magnesium in drinking-water*)」(付録 1) も参照のこと)。

パック水のもう一つの形態は、飲料に加えることを目的とした氷である。その氷はまた、未加熱で食べられる食品と接触するかもしれない。このような形態で用意し販売される氷は、飲料用パック水と同様に扱うべきである。

6.15 食品の生産と加工

本ガイドラインにより規定されている水質は、食品産業におけるあらゆる通常の利用に適したものである。プロセスによっては、望ましい製品の特質を確保するために特別な水質上の要件があるが、本ガイドラインは、必ずしもこのような特別な要件に適合することを保証するものではない。

質の悪い飲料水は、食品加工および場合によっては公衆衛生に深刻な影響を及ぼすことがある。食品加工に適した品質の水が使われないことによりもたらされる結果は、その水の使用と、おそらく汚染された材料のその後の加工により左右される。飲料水供給においてときに許容される

水質の変化が、食品産業におけるある種の利用では許容されないことがある。このような変化は、例えば生産物や加工物のリコールなど、食品の生産に重大な財政的影響をもたらすことがある。

食品の生産および加工における多様な水利用においては、それぞれ水質要件が異なる。その用途には、灌漑および家畜への水やり、食品含有物としての用途、食料品店でのサラダ用野菜への霧吹きなどといった食品の洗浄または「鮮度保持」に用いる場合など、さらには、水と食材の接触が最小であるべき用途(加温・冷却用水、または、洗浄用水などとして)が含まれる。

微生物汚染の低減のために、公衆衛生上懸念される一連の病原生物を除去することができる特定の処理(例えば、熱)が食品加工において用いられることがある。これらの処理の有効性は、食品の生産または加工施設に対して飲料水質の悪化が及ぼす影響を評価する際に、考慮に入れておくべきである。例えば、缶詰に使われる水は、通常少なくとも低温殺菌と同等の温度まで加熱されることになる。

飲料水供給における微生物学的または化学的水質の悪化に関する情報は、食品および飲料製造施設に迅速に伝達されなければならない。

食品生産・加工に使用する水の消毒に関する更なる情報については、FAO/WHO(2009)を参照のこと。

飲料水水質ガイドライン

(空白)

第7章 微生物学的観点

他の汚染源や曝露経路が重大である場合もあるが、公衆衛生に対する、水中の微生物に由来する最も大きなリスクは、ヒトおよび動物の排泄物で汚染された飲料水の摂取に伴うものである。

本章では、流行感染時の研究および流行感染時以外の予見的な研究により、飲料水の摂取、水滴の吸入または飲料水と皮膚の接触によって感染する証拠が示されている生物と、その予防と制御に

焦点を当てる。本ガイドラインの目的に照らし、これらの経路は水に由来するものとする。

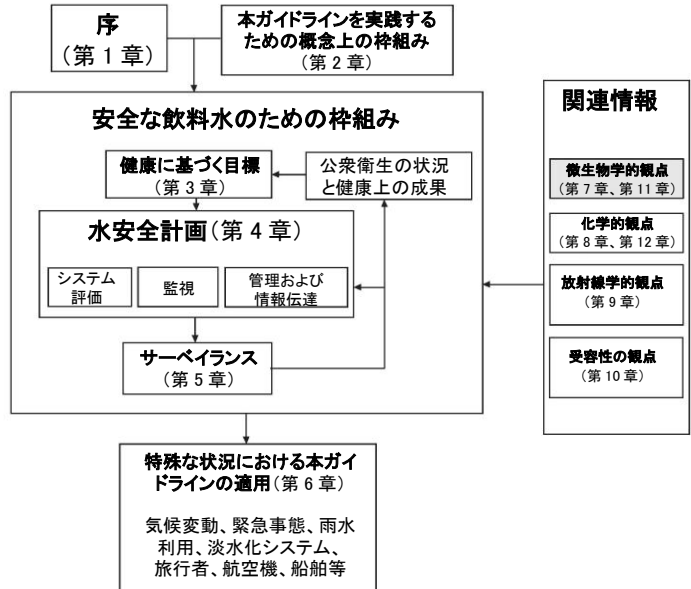
第11章(微生物ファクトシート)が指標微生物と共に各水系病原体の詳細な追加情報を提供している。

7.1 飲料水の微生物学的危害因子

病原細菌、ウイルスおよび寄生虫(例えば、原虫および蠕虫類など)によって引き起こされる感染症は、飲料水に関する健康リスクの中で最も一般的なものである。公衆衛生への負荷は、病原体による疾病の重篤度ならびに発生率、その感染力および曝露人口によって決まる。脆弱性のある部分集団では、疾病の発生はより深刻である。

水供給の安全性(水源、処理、および配水)が損なわれると大規模な汚染のおそれが生じ、感染流行が顕在化する事態となることがある。場合によっては、潜在的に繰り返される低レベルの汚染が、重大な疾病の散発につ

病原細菌、ウイルス、原虫および蠕虫類による感染症は、飲料水に関する最もありふれた広く認められる健康リスクである。



ながる可能性があるが、これらが水源として公衆衛生サーベイランスによって飲料水と関連付けられる可能性は低い。

水系病原体は他の飲料水汚染物質とは異なるいくつかの特性を持つ。

- 病原体は健康に対し、急性的あるいは慢性的な影響を与える可能性がある。
- 病原体の中には環境の中で増殖するものもいる。
- 病原体は個別に存在する。
- 病原体はしばしば、凝集体として、あるいは水中のSS分に吸着して存在し、また病原体の濃度は時間で変化するので、水中の平均濃度からは感染用量を取り込む可能性を推定することはできない。
- 疾病に至る病原体への曝露量は、個人の免疫状態と共に、病原体の用量、感染度、および毒性に依存する。
- 感染した場合、病原体はその宿主内で増殖する。
- 特定の水系病原体の中には食品、飲料、または暖かな水の中で増殖できるものがあり、感染の可能性が長く続き、あるいは増大することもある。
- 多くの化学物質とは異なり、病原体には蓄積効果はない。

定量的微生物リスク評価(Quantitative microbial risk assessment, QMRA)は、ヒト病原体からの感染リスクを評価するための数学的手法であり、水系微生物危害因子、特に散発的な疾病に関連するリスクを理解し管理する上で有用である。

7.1.1 水系感染

汚染された飲料水が媒介する病原体はその性質、挙動および抵抗力において多様である。表 7.1 に、飲料水供給の管理に関連する病原体についての一般的な情報をまとめた。これらの水系病原体の伝播は、疫学調査および事例の記録により確認されたものである。病原性の発現は、好適な宿主中で疾病が再現される場合を含む。健康な成人有志被験者を既知量の病原体に曝露させる実験では、情報は得られるが、そのようなデータは曝露集団のごく一部にしか適用できず、より脆弱性の高いグループへの外挿は、さらに詳細な実験研究を行って解明すべき問題である。表 7.2 は証拠が限定的、または飲料水供給を介しての伝播の可能性は低いが、水に起因する疾病を起こす可能性があるとして挙げられてきた生物の情報を示す。人口や動物数の変動、排水の再利用、生活様式や医療行為の変化、人口の移動と旅行、および、新種の病原体や既存の病原体の突然変異種や遺伝組み換えに対する選択圧などの、宿主、病原体、および環境の変化の結果、病原体の範囲は変化するかもしれない。個人の免疫力も、病原体との接触による後天性のものか、あるいは年齢、性別、健康状態および生活環境などの要因による影響かは別として、かなり変化する。

表 7.1 飲料水を介して伝播する病原体^a

病原体	健康に対する重篤度 ^b	水供給での生残性 ^c	塩素への抵抗力 ^d	相対的感染力 ^e	源となる重要な動物
類鼻疽菌	高	増殖の可能性あり	低	低	無
カンピロバクター (<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>C. coli</i>)	高	中	低	中	有
病原性大腸菌 ^f	高	中	低	低	有
腸管出血性大腸菌	高	中	低	高	有
野兔病菌	高	長	中	高	有
レジオネラ属菌	高	増殖の可能性あり	低	中	無
レプトスピラ属	高	長	低	高	有
抗酸菌 (非結核性)	低	増殖の可能性あり	高	低	無
チフス菌	高	中	低	低	無
その他のサルモネラ	高	増殖の可能性あり	低	低	有
赤痢菌	高	短	低	高	無
コレラ菌	高	短から長 ^g	低	低	無
ウイルス					
アデノウイルス	中	長	中	高	無
アストロウイルス	中	長	中	高	無
エンテロウイルス	高	長	中	高	無
A型肝炎ウイルス	高	長	中	高	無
E型肝炎ウイルス	高	長	中	高	おそらく有
ノロウイルス	高	長	中	高	おそらく有
ロタウイルス	高	長	中	高	無
サポウイルス	高	長	中	高	おそらく有
アカントアメーバ	高	増殖の可能性あり	高	高	無
クリプトスポリジウム (<i>Cryptosporidium hominis</i> / <i>parvum</i>)	高	長	高	高	有
サイクロポーラ (<i>Cyclospora cayentanensis</i>)	高	長	高	高	無
エントアメーバ (<i>Entamoeba histolytica</i>)	高	中	高	高	無
ジアルジア (<i>Giardia intestinalis</i>)	高	中	高	高	有
対数減少値 (<i>Naegleria fowleri</i>)	高	増殖の可能性あり ^h	低	中	無
蠕虫類					
メジナ虫 (<i>Dracunculus medinensis</i>)	高	中	中	高	無
住血吸虫属吸虫	高	短	中	高	有

^a この表は、飲料水供給における発生に関連する健康に対する重篤度のいくつかの証拠となる病原体を含む。これらを含むその他の病原体の詳細は第11章に記載されている。

^b 集団発生に関連するものを含み、健康に対する重篤度は疾病の発生率と重症度に関係する。

^c 20°Cの水中で感染性が保持される期間。「短」は1週間以下、「中」は1週間～1ヶ月間、「長」は1ヶ月間以上。

^d pH7～8における一般的な注入率と接触時間での処理で、凝集塊形成やSS分への吸着のない単分散状態での耐性。水温20°Cにて99%が不活化するまでに要する時間が1分未満のとき「低」、1分から30分の間が「中」、30分を超えたとき「高」とする。レジオネラや抗酸菌のように生物膜中で生存し増殖する生物は塩素消毒から守られることに注意すべきである。

^e 有志被験者による実験、疫学的証拠および動物実験による。感染に要する摂取量が、「高」は1～10²個、「中」は10²～10⁴個、「低」は10⁴個以上。

^f 腸管病原性、腸管毒性、腸管組織侵入性、分散接着性および腸管凝集性。

^g コレラ菌はカイアン類やその他の水性生物と共生し長期間生き残るかもしれない。

^h 温水中。

糞便一経口感染する病原体にとって、飲料水は伝播経路のうちの一つに過ぎない。特に室内の衛生状態が悪いときには、食物、手、調理用具および衣服の汚染もその役割を果たすことがある。水質と水の利用可能性、排泄物の処理および全般的な衛生の改善は、すべて糞便一経口感染経路による感染症の伝播を低減する上で重要である。

飲料水の微生物学的安全性は、糞便汚染のみに関係しているわけではない。管路給水システムの中で増殖する生物（例えば、レジオネラなど）や、原水中に存在し（メジナ虫 [*Dracunculus medinensis*]）、感染症の流行や個別の事例を引き起こす生物もある。さらに、特別な管理アプローチを必要とする微生物（例えば、有毒シアノバクテリアなど）もあるが、これらについては本ガイドラインの他の箇所（11.5 参照）で述べる。

汚染された飲料水の消費は最大のリスクを意味するが、複数の経路で伝播する病原体（例えば、アデノウイルス）もいるため、他の伝播経路もまた疾病に結び付く可能性がある（図 7.1）。温水と栄養の存在によって病原生物がそこで増殖したことが原因で、水の小滴（エアロゾル）を吸入することによって特定の重い病気にかかることがある。これらの感染症には、レジオネラ属菌によって引き起こされるレジオネラ症ならびに、アメーバのネグレリア (*Naegleria fowleri*) によるもの（原発性アメーバ性髄膜脳炎）およびアカントアメーバによるもの（アメーバ性髄膜脳炎、肺感染症）が含まれる。

住血吸虫症は熱帯・亜熱帯地方における主要な寄生虫感染症で、感染した淡水性巻貝から放出された幼虫（セルカリア）が皮膚を通して侵入することで感染する。住血吸虫症は主に水との接触によって広まる。安全な飲料水がいつでも利用できる状態であれば、例えば家に持ち帰る水を汲むときや、水浴びとか洗濯に水を使うときなど、汚染された水源と接触する必要性が減少して、感染症予防に効果がある。

土壌や糞便で汚染された安全でない飲料水が、大腸バランチジウム [*Balantidium coli*]（バランチジウム症）やある種の蠕虫類（肝蛭、肥大吸虫、エキノコックス、スピロメトラ、回虫、鞭虫、犬回虫、鉤虫、ズビニ鉤虫、糞線虫および *Taenia solium*）によるその他の感染寄生虫のキャリアの働きをすることは、容易に想像がつく。しかし、これらの寄生虫症の大部分については、汚染された飲料水の摂取によってではなく、糞便または糞便汚染土壌で汚染された食物を通じて、その卵を摂取（*Taenia solium* の場合は、生の豚肉の囊虫の幼虫を摂取）することによって感染するのが普通である。

環境中に自然に存在する可能性があるその他の病原体も、高齢者、乳幼児、やけどまたは大きなけがを負った患者、免疫抑制療法を受けている患者、後天性免疫不全症候群（エイズ）患者など、脆弱性の高い人々に病気を引き起こす可能性がある。もしこのような人々が、これらの微生物を多量に含む水を飲んだり入浴に使うと、皮膚や、目、耳、鼻および咽喉の粘膜に様々な感染を起こすことがある。そのような病原因子の例としては、緑膿菌や、特定種のフラボバクテリウム、アシネトバクター、クレブシエラ、セラチア、エロモナスおよびある種の「成長が遅い」（非結核性）

抗酸菌がある(関連文書「水中の病原性抗酸菌 (*Pathogenic mycobacteria in water*)」(付録 1) 参照)。これらの多くの病原体は表 7.2 に一覧がある(そして、第 11 章にさらに詳しく記述されている)。

表 7.1 に示したヒトの病原体(第 11 章にもより詳しく記載)の大部分は、世界中に分布しているが、コレラやメジナ虫症の流行を引き起こす病原体などは特定の地域に限られている。*Dracunculus medinensis* (メジナ虫)の撲滅は、世界保健機関総会 (World Health Assembly, 1991)で認められた目標である。

表 7.1 に示す以外にも、水系感染する病原体が存在する可能性がある。というのは、新しいあるいは以前はそれと認められていなかった病原体の発見が相次ぎ、水系感染することがわかっている病原微生物の数が増え続けているからである (WHO, 2003)。

7.1.2 新たな課題

飲料水に関わる「新たな課題」という概念の中には多くの事象が含まれる。人の発達、人口の増加と移動、および気候変動(6.1 参照)などの地球規模の変化が、水に起因する疾病に対するリスクに影響を与えるかもしれない水資源の水質や量に対する圧力となっている。1972 年から 1999 年にかけて、疾病を起こす 35 の新しい病原体が発見され、さらに多くのものが長い不活性期間を経て再発生し、または以前は存在が報告されなかった地域へ広がっている (WHO, 2003)。2003 年、コロナウイルスが重症急性呼吸器症候群の多国間にわたる大発生の原因となる病原体と特定された。近年においても、動物由来のインフルエンザウイルスが、いくつかの事例でヒトへと感染し、インフルエンザの世界的流行および季節性の流行性インフルエンザという事態を引き起こした(関連文書「水および下水を介する鳥インフルエンザ (H5N1) の伝播の可能性における最新の入手証拠および人の健康に対するリスクを低減する方法の検証 (*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*)」(付録 1) 参照)。人獣共通病原体は新たな病原体の 75% を占め、ヒト-ヒト接触でのみ感染する病原体と共に、ヒトの健康に対する大きな問題となっている。人獣共通病原体は、飲料水および環境用水の安全性確保の観点で、現在および将来にわたり、最大の課題となっている(関連文書「水に由来する人獣共通伝染病 (*Waterborne zoonoses*)」(付録 1) 参照)。人獣共通感染性の有無に関わらず、新しい病原体に関しては、水を介して伝染するか検討し、もしそうであればリスクを最小にするために防止および制御の手段を提案することができる。

表 7.2 飲料水による伝播が示唆されたが決定的な証拠がない生物^a

病原体	証拠の程度	水供給中の存在	塩素に対する耐性 ^b
細菌			
アシネトバクター	ヘルスケア施設にて問題になる可能性あり (非消化管)	一般的で増殖の可能性あり	低
エロモナス	臨床分離菌と環境分離菌は合致しない	一般的で増殖の可能性あり	低
エンテロバクター (<i>Enterobacter sakazakii</i>)	幼児製剤による感染; 水に起因する伝播の 証拠は無い	可能性は殆ど無い	低
ヘリコバクター・ピロリ	示唆されたが直接的な証拠はない; 家庭内 伝播の主経路	検出される、生存時間 は限定的	低
クレブシエラ	ヘルスケア施設にて問題になる可能性あり (非消化管)	増殖可能	低
緑膿菌	ヘルスケア施設にて問題になる可能性あり (非消化管)	一般的で増殖の可能性あり	中
黄色ブドウ球菌	飲料水を介しての伝播の証拠は無い、手 が最も重要な感染源	一般的で増殖の可能性あり	中
ツカムレラ(<i>Tsukamurella</i>)	ヘルスケア施設にて問題になる可能性あり (非消化管)	一般的で増殖の可能性あり	不明
エルシニア・エンテロコリ チカ	水中で検出される種には病原性はほぼ無 い; 食品が主たる感染源	一般的で増殖の可能性あり	低
ウイルス			
インフルエンザウイルス	水系伝播の証拠無し。	可能性は殆ど無い	低
重症急性呼吸器症候群 コロナウイルス	飛沫の吸入を介しての伝播の証拠がいくつ かある。	可能性は殆ど無い	不明
原虫			
大腸バランチジウム	1971年に集団発生が報告された	検出される	高
ヒトブラストシスチス (<i>Blastocystis hominis</i>)	可能性は高いが証拠は限定的	不明、生残性 ^c の可能 性高い	高
戦争イソスポーラ	可能性は高いが証拠は限定的	不明	高
微胞子虫類	可能性は高いが証拠は限定的; 主に後天 性免疫不全症候群患者に対し感染	検出される、生残性 ^c の可能性高い	中
トキソプラズマ・ゴンディイ	1995年に集団発生が報告された	長	高
蠕虫			
肝蛭属	可能性は高い、高度浸淫性地域の水の中 で検出される	検出される	高
<i>Dracunculus medinensis</i> (メジナ虫)を除く自由生 活線虫	可能性は高いが、伝播は主として食品また は土を介する。	検出され、増殖可能	高

^a これら、および他の病原体のより多くの情報は第 11 章に記載されている。

^b pH7~8 における一般的な注入率と接触時間での処理で、凝集塊形成や SS 分への吸着のない単分散状態での耐性。水温 20°C にて 99%が不活化するまでに要する時間が 1 分未満のとき「低」、1 分から 30 分の間が「中」、30 分を超えたとき「高」とする。緑膿菌のように生物膜中で生存し増殖する生物は塩素消毒から守られることに注意すべきである。

^c 生残性とは 1 か月以上生存することを意味する。

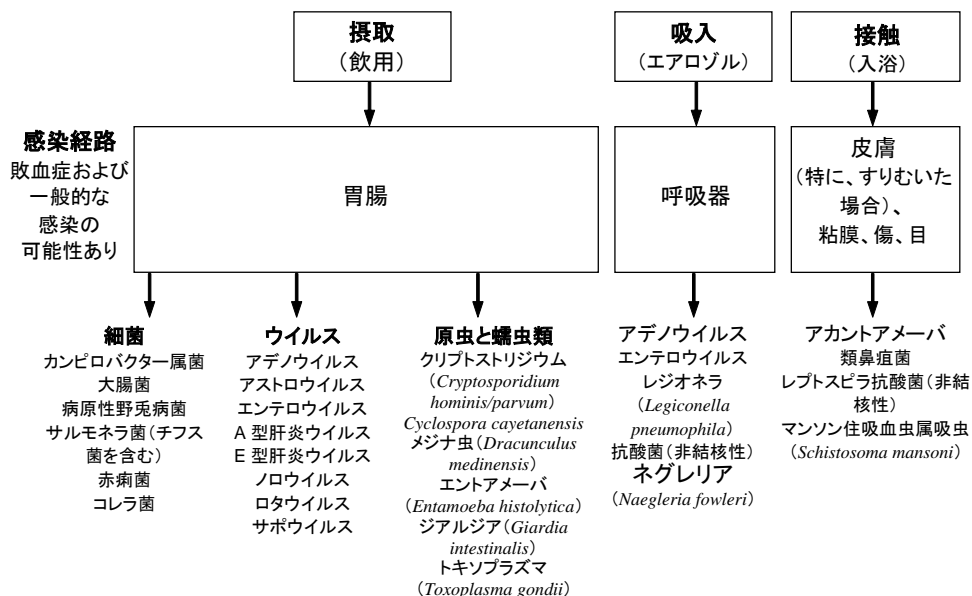


図 7.1 水系病原体の伝播経路とその例

7.1.3 水中での生残性と増殖

レジオネラなどの水系病原体は水中で増殖するかもしれない。一方、ノロウイルスやクリプトスポリジウムの様な宿主依存性の水系病原体は水中では増殖できないが生存することはできる。

宿主依存性水系病原体は、宿主の体を出たあと、徐々に活性と感染力を失う。その減衰速度は通常指数関数的であり、一定期間以降病原体は検出されなくなる。生残性の低い病原体はすぐに新たな宿主を探す必要があり、飲料水を介してより、むしろヒト-ヒト接触や個人の衛生状態の悪さによって広まる可能性が高い。生残性はいくつかの要因に影響され、そのうち最も重要なのは水温である。通常、水温が高いほど減衰速度が速く、水面付近では太陽光の働きによる紫外線(UV)照射の致死的影響を受けることがある。

地表水の一部や配水の過程において、適度な水温と低い残留塩素濃度、比較的少量の生分解性有機炭素の存在などの条件がそろえば、レジオネラ、コレラ菌、ネグレリア(*Naegleria fowleri*)、アcantアメーバおよび不快生物が増殖することがある(関連文書「従属栄養細菌数と飲料水の安全性およびレジオネラとレジオネラ症の予防(*Heterotrophic plate counts and drinking-water safety and Legionella and the prevention of legionellosis*)」(付録1)参照)。

微生物学的水質は急速かつ大幅に変化することがある。病原体の濃度が短期間にピークに達して、疾病リスクが相当程度増大し、水系感染症の流行を引き起こすこともある。微生物は堆積物中に蓄積されるが、流量が増すと移動することがある。微生物に関する水質検査の結果は、管理行動への情報提供および安全でない水の供給回避に通常は間に合わない。

7.1.4 公衆衛生の観点

水系感染症の流行は多くの人々に影響を及ぼすことがあるので、飲料水質の制御方策を策定して適用するに当たっては、感染症の流行制御を最優先するべきである。飲料水は、感染症が流行していない状況においても、その発生率に背景的に寄与している場合があることを示唆する証拠もあるので、飲料水質の制御は、コミュニティ全般の水系感染症にも向けられるべきである。

水系感染症発生の検出システムは、社会経済的發展レベルにかかわらずどの国においても効率的ではないことが経験によって示されており、検出されないからといってそれが発生していないことを保証するものではなく、飲料水が必ず安全であると考えられるべきであるということを示すわけでもない。

汚染された飲料水を介して感染することが知られている病原体の中には、重篤な、ときには命に関わる疾病を引き起こすものがある。例えば腸チフス、コレラ、感染性肝炎（A 型肝炎ウイルスまたは E 型肝炎ウイルスによって引き起こされる）、赤痢菌や大腸菌 O157 によって引き起こされる感染症などである。それ以外は、自然治癒する下痢症（例えば、ノロウイルスやクリプトスポリジウムなど）のように、症状は通常それほど重くない。

病原体への曝露による影響はすべての個人にとって同じではなく、したがって、すべての集団にとって同じではない。ある病原体に対して繰り返して曝露を受けると、後天性の免疫による効果で感染の可能性または重篤度が軽減されることがある。免疫が生涯続く病原体（例えば、A 型肝炎ウイルスなど）もあるが、保護効果が数ヶ月から数年に限られるような病原体（例えば、カンピロバクターなど）もある。一方、脆弱なグループ（例えば、乳幼児、高齢者、妊婦および免疫不全患者など）は、病気にかかりやすかったり、あるいは、症状が重く命を亡くしたりすることがある。すべての病原体が、脆弱なすべてのグループに対して大きな効果を持つわけではない。

感染した人すべてが症候を示すわけではない。無症候性の感染者（キャリアを含む）の割合は病原体によって異なり、免疫の普及度など集団の特徴にも左右される。無症候性感染者はすべて、罹患中または治癒後の患者と同様に、病原体の二次感染に寄与する可能性がある。

7.2 健康に基づく目標設定

7.2.1 微生物学的危害因子に関する健康に基づく目標

健康に基づく目標設定へ向けての一般的アプローチ方法は、2.1 と第 3 章に記されている。

健康リスクに関する情報は、疫学調査と QMRA から得られるが、通常これらは相補的に活用される。病原微生物に対する健康に基づく目標の策定は多くの場合、利用可能なデータが少ないために限界があるかもしれない。疫学調査および QMRA の双方から導出されるデータは、追加情報として容易に入手可能となりつつある。なお、各国における目標レベルを設定するためには、その地域で得られたデータを活用することが非常に重要である。

健康に基づく目標は、改善策の効果を確認できるほど水系感染症による疾病負荷が高いと考

えられる場合には、健康影響を直接指標とするアプローチによって設定することもできる。それは、飲料水水質を改善することで感染症発生が低減したことを疫学的に検出可能な状況を意味する。

疫学的分析結果から得られる情報について、それを国または地方レベルの健康に基づく目標を策定するために解釈し活用するに当たっては、以下のような多数の要因を考慮する必要がある。

- 疾病低減に関する具体的な推定値を示せるか、あるいはその低減量の範囲を推定できるか？
- より広範囲なグループに対して結果の信頼性を保証するという観点から、分析対象となった範囲が対象集団に関してどの程度の代表性を有しているか？
- 人口統計学的もしくは社会経済学的条件におけるわずかな差異が、予期される結果にどの程度影響するか？

微生物的な健康に基づく目標を設定するためには、QMRA を利用するのがより一般的であるといえる。特に、飲料水に起因する感染症の割合が小さい場合や、公衆衛生サーベイランスや疫学的分析では直接検出することが困難であったりする場合に使われる。

微生物的危害因子を制御するためには、健康に基づく目標は、処理性能上の目標(3.3.3 参照)を設定するという形になることが多い。これは、原水水質に対して QMRA を適用しつつ、予め設定した耐容疾病負荷を満足するような目標として設定されることになる。通常、病原微生物に対して水質目標値(3.3.2 参照)が設定されることはない。なぜなら、耐容リスクレベルと同等な病原微生物濃度とは、一般に 10^4 – 10^5 リットルあたり1単位未満なので、浄水を対象とした病原微生物のモニタリングは、実用的でも費用対効果の良い方法でもないからである。

7.2.2 参照病原体

細菌、ウイルス、原虫および蠕虫等の全ての潜在的な水系病原微生物に対して処理性能目標を設定することは現実的でなく、またデータも十分ではない。より現実的なアプローチは、異なる処理プロセスに対するそれぞれのグループの特徴、挙動、感受性の多様性を考慮しつつ、微生物グループを代表する参照病原体を特定することである。一般に、細菌、ウイルス、原虫および蠕虫のそれぞれを代表するものとして、いくつかの病原微生物が特定される。

参照病原体選定ためのクライテリアとしては、次に示す全ての要素を考慮する必要がある。

- 感染経路として、それが水に由来するものであると確認されていること
- ヒトの用量－反応関係や疾病負荷の定量に必要なデータを含む、QMRA の実施が可能となるだけの必要十分なデータがあること

- 水道原水中における発生
- 環境における生残性
- 処理プロセスによる除去能または不活化能
- 当該疾病に関する感染性、発生率、重篤度

上記クライテリアの中には、環境生残性や処理プロセスでの除去性のように、微生物固有の特徴に関連するものがある。一方、その地域の状況や条件に左右されるクライテリアもある。この中には、他の発生源からの微生物の蔓延程度が影響を与える水系疾病負荷、免疫力や栄養状態（例えば、ロタウイルス感染では高所得地域と低所得地域でその影響が異なる）、および原水における微生物の発生条件（例えば、毒素産生性コレラや赤痢アメーバは地理的に特定の地域に偏在しているし、ネグレリア・フォーレリの発生は温水環境の存在に関係する）が含まれる。

参照病原体の選定

選定される参照病原体は国や地域ごとに異なってもよいのであって、水由来の疾病発生率や重大性および水源の特徴など、当該地方の条件を考慮すべきである（7.3.1 参照）。参照病原体は、疾病の出現率や重大性に関する根拠に基づいて選定されるべきである。しかし、特にQMRAで使用するヒトの用量－反応モデルについて、利用可能な微生物種が限られているため、選定可能な病原微生物の範囲は限定的である。

参照病原体の選定に関する意思決定は、感染症サーベイランスならびに目標を絞った研究、流行発生の調査、および、試験機関による確認済み臨床例の記録など、利用可能なデータソース全てを考慮してなされるべきである。そのようなデータは、水に由来する疾病負荷に最も大きく寄与する可能性がある病原微生物を特定するのに役立つ。選定されるべき、かつ健康に基づく目標設定の際にとりあげるべき参照病原体とはこのような微生物である。

ウイルス

ウイルスは最も小さい病原体であり、したがってろ過などの物理的なプロセスで除去することは難しい。特定のウイルスは、細菌や寄生虫に比べ、消毒に対する感受性が低いかもしれない（例えばアデノウイルスは紫外線に対する感受性は低い）。ウイルスは水中で長い期間生存することができる。感染に必要な用量は通常小さい。一般にウイルスは宿主が限られており、多くの場合は種ごとに固有である。ある種のE型肝炎ウイルス株などの例外はいくつかあるが、ヒト腸管系ウイルスの多くは動物により運ばれることはない（表 7.1）。

ロタウイルス、エンテロウイルス、およびノロウイルスは参照病原体の候補としてとりあげられてきた。ロタウイルスは小児の胃腸感染症の最も主要な原因であり、入院や死亡などの重大な結果を引き越す可能性があり、死亡は低所得地域ではるかに高い頻度で発生している。ロタウイルスに

関する用量－反応モデルはあるものの、感染能を有する粒子数を定量可能な培養に基づく常法はない。一般に、ロタウイルスは感染患者から非常に大量に排泄され、し尿で汚染された水には高い濃度で含まれている可能性がある。水系感染症の集団発生が時折記録されている。なお、低所得国では、発生源は水以外であることが多い。

ポリオウイルスやごく最近知られるようになったパレコウイルスなどのエンテロウイルスは、軽度の発熱性疾患を引き起こすが、小児においては、麻痺、髄膜炎、および脳炎などの深刻な疾病の主要な原因病原体でもある。エンテロウイルスには、用量－反応モデルがあるほか、培養法によって感染能を有する粒子数を定量できる常法がある。エンテロウイルスは感染患者から非常に大量に排泄され、し尿で汚染された水には高い濃度で含まれている可能性がある。

ノロウイルスはあらゆる年齢層において急性胃腸炎を引き起こす主要な原因である。感染しても免疫力を持続的には獲得できないものの、病気の症状は一般に軽く3日を超えて続くことは稀である。したがって、症例あたりの疾病負荷はロタウイルスよりも小さい。数多くの感染症流行が飲料水に起因して発生してきた。用量－反応モデルはいくつかのノロウイルス種に対して開発され感染リスク評価が可能となっているが、培養による感染性粒子定量法はない。

細菌

一般に、細菌は消毒による不活化に対して最も感受性が高い病原微生物のグループである。レジオネラや非結核性抗酸菌等の自由生活病原菌は水環境中で増殖できるが、腸内細菌は通常水中では増殖せず、ウイルスや原虫に比べ短期間しか生存しない。ヒトに感染する細菌の多くの種は動物によって運ばれる。

ビブリオ、カンピロバクター、大腸菌 O157、サルモネラおよび赤痢菌などの多くの潜在的な水系病原細菌について用量－反応モデルがつくられている。

毒素産生性コレラは水様性下痢を引き起こす。人々が戦争や自然災害によって難民となった場合のように、手当てが施されなければ、致死率は非常に高くなる。感染に必要な用量は比較的大きい。水に由来する大規模な集団発生が記録されており、現在も発生している。

カンピロバクターは世界的にみて、下痢の主要な原因である。病気の状態になると多様な症状がみられるが、死亡率は低い。他の病原細菌に比べると、感染に必要な用量は比較的小さく、1000単位未満の可能性がある。環境中に比較的広く存在し、水に由来する集団発生が記録されてきた。

大腸菌 O157 およびその他の腸管出血性大腸菌による水系感染はカンピロバクターによる感染に比べはるかに稀であるが、感染に伴う症状は、溶血性尿毒症や死亡など、より深刻である。感染に必要な用量は非常に小さい可能性がある(100単位未満)。

赤痢菌は毎年200万人以上の感染を引き起こし、発展途上国を中心に約60,000人が死亡している。感染に必要な用量は小さく、10-100単位程度である可能性がある。これまでに水に由来

する集団発生が報告されてきた。

非チフス性のサルモネラは水に由来する集団発生を稀にしか引き起こさないが、チフス菌は水に由来するチフスの大規模かつ壊滅的な集団発生を引き起こす。

原虫

原虫は化学薬剤による消毒に対しても最も感受性が低い病原微生物のグループである。UV照射はクリプトスポリジウムに対し効果的であるが、クリプトスポリジウムは塩素などの酸化型消毒剤に対しては強い抵抗性を有する。原虫は、大きさとしては中くらい(2 μm 以上)であり、物理的な処理プロセスで除去できる。原虫は水中で長期間生存できる。原虫は、種ごとにいくつかの特徴がみられる。家畜やヒトが、クリプトスポリジウムやバランチジウム等の原虫の発生源になる可能性があり、一方で、ヒトのみが病原性サイクロスポーラ(*pathogenic Cyclospora*)やエントアメーバの保虫宿主となる。一般に感染に必要な用量は小さい。

用量-反応モデルは、ジアルジアとクリプトスポリジウムに対して利用可能である。一般に、ジアルジア感染はクリプトスポリジウム感染に比べより広くみられるもので、症状もより長く続く可能性がある。しかし、クリプトスポリジウムはジアルジアより小さいため物理的処理プロセスで除去するのが難しいほか、酸化型消毒剤に対しても抵抗性が強く、水環境中で長く生残することを示す根拠もいくつかある。

7.2.3 定量的微生物リスク評価

QMRA は、曝露に関する利用可能な情報(例えば、病原微生物の摂取数など)と用量-反応モデルを体系的に組み合わせることによって、飲料水中の病原微生物の曝露に伴う感染確率を評価するものである。その後、不顕性感染の頻度、期間、疾病の重篤度などの疫学上のデータを使用して、疾病負荷を評価することができる。

QMRA は、浄水処理性能上の目標を決定したり、集団の健康に対する水質改善効果を評価する基礎として使うことができる。また、数学モデルは、飲料水中病原微生物の低用量摂取に伴う健康影響を評価するのに使うことができる。

QRMA 等のリスク評価は、該当するすべての危害因子と、それらの発生源からヒトへの経路を特定するための枠組みの作成から始まる。次に、ヒトの病原微生物への曝露(環境中での濃度と摂取量)と、参照病原体の用量-反応関係を組み合わせ、リスクの総合的判定を行う。追加情報(社会、文化、政治、経済、環境などの面の)を活用することによって、対策の選択肢に優先順位を付けることができる。利害関係者の支援と参加を促すためには、プロセスの各段階において、手続きの透明性確保とリスクコミュニケーションを積極的に行うことが重要となる。リスク評価手法の概略を表 7.3 に示し、以下その内容を述べる。

表 7.3 病原微生物による健康リスクに関するリスク評価パラダイム

段階	目的
1. 枠組み設定と危害因子同定	公衆衛生上、害を及ぼすおそれのある飲料水に関連したすべての危害因子と、その発生源から消費者への経路を同定すること。
2. 曝露評価	曝露集団の規模と特性、ならびに、曝露の経路、量および期間を決定すること。
3. 用量－反応関係評価	曝露と健康影響の発生との関係の特性を評価すること。
4. リスクの総合的判定	曝露、用量－反応関係および保健介入から得られる情報を統合して、公衆衛生上の重大さを推定するとともに、変動と不確実性を評価すること。

出典: Haas, Rose, Gerba (1999) を改変

枠組み設定と危害因子の同定

水道事業者が飲料水供給システムの各構成部分を直接管理しているか否かに関わらず、それらについて、すべての潜在的な危害因子、発生源および病原微生物の存在につながる可能性のある事象（つまり、何がどのように起こりうるか）を同定して文書化するべきである。これには、面的汚染源（例えば、農業、畜産業に伴うものなど）だけでなく、点汚染源（例えば、人間活動および産業活動に伴う廃棄物の排出など）も含まれる。渇水や洪水のような頻度は低いが大規模な事象に加えて、継続的、断続的または季節的な汚染パターンも考慮するべきである。

危害因子という言葉は、より広義には、危害が発生するシナリオ、つまり、特定の病原微生物に消費者が曝露されることに繋がる可能性のある事象という意味も含む。このことから、生じた危害事象（例えば、家庭排水の排出に伴う原水汚染のピークなど）も危害因子と呼んで差し支えない。

QRMA は特定された危害因子ひとつひとつに対しては実行できないので、もし制御可能であれば、問題となる病原微生物全てを制御することを保証できる代表的な微生物を選定する。一般に、このことは、少なくとも細菌、ウイルス、原虫または蠕虫を一つずつ含むことを意味する。この節では、リスク評価の適用および浄水処理性能目標の導出過程を説明するために、カンピロバクター、ロタウイルス、およびクリプトスポリジウムを参照病原体の例としてとりあげる。

曝露評価

飲料水の消費という観点での曝露評価とは、個人が主に経口摂取により曝露を受ける病原微生物数を推定することである。曝露評価は、必然的に不確実性を含み、微生物濃度の経時変化や水摂取量の変動などの要因を取り込んだものである必要がある。

曝露量とは、消費者がある時点で摂取する病原微生物の1回当たりの用量、あるいは、複数回の曝露（例えば、一年間にわたってなど）の合計量と考えることができる。曝露量は、飲料水中の微生物濃度と摂取水量によって決まる。

飲料水中の病原微生物を定期的に直接測定することは、ほとんど不可能であるし、適切ではない。それより、原水中の濃度を仮定または測定した上で、推定した除去・不活化能（例えば、浄水

処理全体における)を適用して摂取水中の濃度を推定する方がより一般的である。病原微生物の測定を行う場合は、その濃度が最も高くなる(普通は原水)箇所において行うのが一般に最善である。普通、一連の制御策による除去能の推定は、腸管系病原細菌の指標としての大腸菌など指標微生物を用いて行う(7.4 参照。付録 1 関連文書「浄水処理と病原微生物制御 (*Water treatment and pathogen control*)」も参照のこと)。

曝露評価においてももう一つ必要となる要素は、すべての病原微生物に共通であるが、集団が摂取する非加熱飲水量である。これには水利用形態における個人間のばらつき、特に脆弱なグループにおけるばらつきを考慮する必要がある。微生物的危害因子を考える上では、病原微生物は加熱により速やかに不活化されるので、リスク評価においては、直接摂取されるものと調理に使用されるものの両方を含めた非加熱飲料水の量を用いることが重要である。この水量は、化学物質のガイドライン値などの水質目標値の導出過程で用いられる量よりも少ない。

消費者の飲料水中病原微生物に対する一日当たりの曝露量は、飲料水中病原微生物濃度に、摂取飲料水量を乗じて求められる(つまり、用量)。サンプルモデルの計算にあたっては、飲料水消費量として、一日当たり非加熱飲水量 1 L を仮定したが、飲料水消費量に関しては、地域独自のデータを使用することが望ましい。

用量－反応関係評価

一種類あるいは複数種の病原微生物による曝露を受けることで健康に悪影響が生じる確率は、用量－反応モデルから算定される。これまでの用量－反応データは、主に健康な成人ボランティアを使った実験から得られている。しかし、小児、高齢者および免疫不全患者などの脆弱性の高い集団に対する十分なデータは不足しており、これらの人々はより深刻な疾病を発症する恐れがある。

用量－反応モデルの基礎となっている概念とは、当該用量の曝露が条件付事象として一定の感染確率につながるという見方であり、感染が起こるためには、1 単位以上の活性を有する病原微生物が摂取されなければならない。さらに、摂取された病原微生物のうち 1 単位以上が宿主の体内で生存していなければならない。ここで重要な概念は、独立作用説(単個説)(すなわち、一単位の病原微生物でも感染や疾病を引き起こすことができるということ)である。この概念は、過去の文献で頻繁に使われた(最小)感染用量という概念に代わるものである(関連文書「食品中および水中の病原微生物の危害因子特性評価ガイドライン (*Hazard characterization for pathogens in food and water*)」(付録 1) 参照)。

一般に、水中によく分散した病原微生物はポアソン分布に従うと考えられる。ある微生物について各粒子の生残率および感染確率が同じであるとき、用量－反応関係は単純化され指数関数で記述される。しかし、この各粒子の確率が一定でない場合には、ベータ-ポアソン型用量－反応関係となる。ここで、「ベータ」は、病原微生物(と宿主)の各粒子(個体)の確率分布を表してい

る。飲料水においてよくあるような低曝露量では、用量－反応モデルは線型で近似でき、1 微生物の曝露に伴う感染確率として単純に表すことができる。(関連文書「食品中および水中の病原微生物の危害因子特性評価ガイドライン(*Hazard characterization for pathogens in food and water*)」(付録1)参照)

リスクの総合的判定

リスクの総合的判定とは、曝露、用量－反応関係ならびに発生頻度、および疾病の重篤度について収集したデータを統合化する段階である。

感染確率は、飲料水による曝露量と、1 単位の微生物曝露が感染を引き起こす確率との積として推算することができる。一年当たりの感染確率は、一日当たりの感染確率に 365 を掛けることで算出される。この計算では、異なる曝露事象はそれぞれ独立しており、かつ免疫の獲得が起きないものと仮定している。このような単純化は、ここで議論しているような、リスクが低い場合に限り適切なものである。

すべての感染者が臨床症状を示すわけではなく、不顕性感染はほとんどの病原微生物で共通して認められる。感染者のうち臨床症状を示す割合は病原微生物によって異なるが、宿主の免疫状態など他の要因にも左右される。一年当たりの発症リスクは、感染確率に、感染後の発症割合を掛けることで求められる。

表 7.4 中の下方にある数値は、個人がある一年間に発症する確率を表すとみなすことができる。例えば、カンピロバクターの年間発症リスク 2.2×10^{-4} は、平均して消費者 4,600 人に 1 人が飲料水の消費を通じてカンピロバクター症に罹患することを示している。

特定の疾患の発症リスクを発症事例当たりの疾病負荷に換算するためには、障害調整生存年数 (DALY) 指標が使用される(第3章の**囲み記事3.1**参照)。この指標値は、急性のエンドポイント(例えば、下痢症など)の影響だけでなく、死亡やより重篤なエンドポイント(例えば、カンピロバクターによるギラン・バレー症候群など)の影響をも反映している。事例当たりの疾病負荷は実に様々である。例えば、小児死亡が頻繁に認められる低所得地域では、ロタウイルスによる下痢症 1,000件あたりの疾病負荷は480 DALYである。しかし、大多数の人たちが病院施設を容易に利用できる高所得地域においては、1,000件あたり14 DALYである(関連文書「WHO飲料水水質ガイドラインにおける公衆衛生リスクの定量化(*Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for drinking-water quality*)」(付録1)参照)。このように疾病負荷に大きな差があるため、低所得地域で高所得地域と同等のリスク(一人当たりの年間DALYで表される)を達成するためには、同じ原水水質であってもはるかに厳しい浄水処理水準が要求されることになる。理想的には、表7.4に示す一人当たり年間 10^{-6} DALYという健康影響目標は、各国の状況に応じて修正されるべきである。表7.4では、免疫不全患者への影響(例えば、ヒト免疫不全ウイルス感染者またはエイズ患者におけるクリプトスポリジウム症など)も計算に入れていないが、この点は国によっては重大で

ある。DALYの測定や、それをどのように適用して参照リスクレベルを算出するかについては、3.2でより詳細に述べている。

ある病原微生物に対して感受性を有するのは、集団の一部だけかもしれない。なぜなら、最初の感染や発病によって免疫が獲得され、それが生涯にわたって防御機能を果すからである。A型肝炎ウイルスやロタウイルスがその例である。発展途上国においては、ごく幼少の頃に繰り返し曝露を受けるので、5歳以上のすべての小児はロタウイルスに免疫があると考えられている。このことから、ロタウイルス症に対して感受性を持つのは人口の平均17%と推定することができる。先進国でも幼少期におけるロタウイルス感染は広くみられ、この病気の診断が下されるのは主に幼児であるが、先進国では幼児の全人口に占める割合は小さい。このことから、先進国では、ロタウイルスに対して感受性を持つのは人口の平均6%と推定される。

リスク評価結果がもつ不確実性は、リスク評価の様々な段階で収集されたデータに含まれる不確実性と変動に由来する。ここでは点推定についてしか述べていないが、理想的には、リスク評価モデルはこの変動と不確実性を記述するものであるべきである(下記参照)。

それぞれの変数に対しては、最適な点推定値を選択することが重要である。理論的にいって、リスクの大きさは摂取量の算術平均値に直接比例する。したがって、原水中濃度、浄水処理の除去能および飲料水摂取量といった諸変数については、その算術平均値を用いることが推奨される。これは、微生物学者や技術者が通常用いる方法、すなわち、濃度や除去能を対数値に変換した上で、対数スケールで計算を行ったり記述したりするという方法とは異なる。そのような方法で計算を行うと、推定値は算術平均ではなく幾何平均を用いた値となり、リスクを著しく過小評価するおそれがある。それゆえ、地域の独自データを分析する際には、上記のことが不明確になりやすいので、対数変換された値に頼るよりもむしろ生データ(すなわち、計数值および試験水量)に立ち返る必要がある。

7.2.4 リスクに基づく浄水処理性能目標の設定

上で概説した手順により、原水水質および対策実施効果を考慮に入れた集団レベルのリスク推定が可能となる。この値は、参照リスクレベル(3.2参照)や当該地域で設定された耐容リスクレベルと比較することができる。これらの計算によって、設定耐容リスクレベルを達成するために必要な水源保護や浄水処理レベルを定量化することができるとともに、対策の変更が与える影響を分析することも可能になる。

処理性能上の目標とは、普通、水処理性能、すなわち、水の安全確保に必要な微生物の除去能を設定することを意味する。処理性能目標は、特定のシステムに適用されることもあれば(すなわち、当該地域の原水水質特性に対応するよう設定される)、一般的な値として示されることもある(例えば、水源の種類に応じて原水水質を仮定し、それに対応できる性能を設定する)(関連文書「浄水処理と病原微生物制御(*Water treatment and pathogen control*)」(付録1)も参照)。

表 7.4 参照病原体に関する耐容疾病負荷と原水水質との関係—計算例

河川水 (ヒトおよび家畜による汚染)	単位	クリプト スポルジウム	カンピロバクター	ロタウイルス ^a
原水水質(C _R)	1L中の微生物数	10	100	10
耐容リスクレベルを達成するのに 必要な処理性能(PT)	対数減少値	5.89	5.98	5.96
飲料水質(C _D)	1L中の微生物数	1.3 × 10 ⁻⁵	1.05 × 10 ⁻⁴	1.1 × 10 ⁻⁵
非加熱飲料水の摂取量(V)	一日当たりのL数	1	1	1
飲料水による曝露量(E)	一日当たりの微生物数	1.3 × 10 ⁻⁵	1.05 × 10 ⁻⁴	1.1 × 10 ⁻⁵
用量—反応関係(r) ^b	—微生物当たりの感染 確率	2.0 × 10 ⁻¹	1.9 × 10 ⁻²	5.9 × 10 ⁻¹
感染リスク(P _{inf,d})	一日当たり	2.6 × 10 ⁻⁶	2.0 × 10 ⁻⁶	6.5 × 10 ⁻⁶
感染リスク(P _{inf,y})	一年当たり	9.5 × 10 ⁻⁴	7.3 × 10 ⁻⁴	2.4 × 10 ⁻³
感染後の発症(下痢症)リスク (P _{ill/inf})	一回の感染当たりの発 症確率	0.7	0.3	0.5
発症(下痢症)リスク(P _{ill})	一年当たり	6.7 × 10 ⁻⁴	2.2 × 10 ⁻⁴	1.2 × 10 ⁻³
疾病負荷(db)	一患者当たりのDALY	1.5 × 10 ⁻³	4.6 × 10 ⁻³	1.4 × 10 ⁻²
感受性を持つ人の割合(f _s)	人口比(%)	100	100	6
健康影響目標値(HT)	年間DALY ^c	1 × 10 ⁻⁶	1 × 10 ⁻⁶	1 × 10 ⁻⁶
計算式: C _D = C _R ÷ 10 ^{PT}		P _{inf,d} = E × r	HT = P _{ill} × db × f _s ÷ 100	
E = C _D × V		P _{ill} = P _{inf,y} × P _{ill/inf}		

DALY、障害調整生存年数

^a 高所得地域でのデータ。一般に低所得地域では重篤度がより高い。(関連文書「WHO 飲料水水質ガイドラインにおける公衆衛生リスクの定量化(Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for drinking-water quality)」(付録1)参照)。

^b カンピロバクターとロタウイルスの用量—反応関係は Hass、Rose、Gerba(1999)による。クリプトスポルジウムの用量—反応関係は関連文書「飲料水中のクリプトスポルジウムのリスク評価(Risk assessment of Cryptosporidium in drinking water)」(付録1)による。

^c 一日1リットルの水を飲む人に対する値(V)。

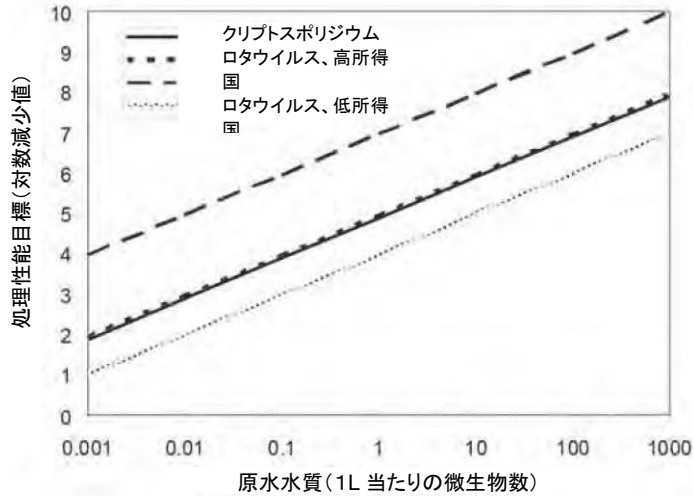


図 7.2 病原細菌、ウイルスおよび原虫を例とした(一人当たり年間 10^{-6} DALY を達成するための) 原水水質と処理性能目標の関係

図7.2は、原水中に存在する一定濃度範囲の病原微生物に対する処理性能上の目標を示している。例えば、原水1 L中に10単位の微生物が存在する場合、一人当たり年間 10^{-6} DALYを達成するための処理目標は、クリプトスポリジウムについては $5.89 \log$ (または99.99987%除去)、ロタウイルスに対しては高所得地域において $5.96 \log$ (99.99989%除去)と見積もることができる(表7.5下の注記も参照)。高所得国と低所得国におけるロタウイルスの処理性能目標の差($5.96 \log$ と $7.96 \log$ 、図7.2参照)は、この微生物が引き起こす病気の重篤度の違いに由来する。低所得国では小児患者の死亡率が比較的高く、その結果疾病負荷が高い。また、低所得国では5歳未満の人口比率が高いが、ロタウイルスの感染リスクが高いのもこの小児なのである。

これらの処理性能目標の算出方法を表7.5に記す。この表では、水系病原微生物に関するリスク評価モデルの構築に一般に用いられるデータとそれを用いた計算例を示している。この表は、様々な水道原水に存在する主要病原微生物3グループ(細菌、ウイルスおよび原虫)の代表種についてデータを示している。これらの計算例は、3.2で述べたように、一人当たり年間 10^{-6} DALYという参照リスクレベルの達成のために必要な値を算出したものである。ただし、表に示したデータは、リスク推算までに必要な計算過程を示すもので、ガイドライン値を意味するものではない。

表 7.5 表 7.4 の計算例から導出される健康に基づく目標

	クリプトスポリジウム	カンピロバクター	ロタウイルス ^a
原水 1 L 中の微生物数	10	100	10
健康影響目標値	一人当たり年間 10^{-6} DALY	一人当たり年間 10^{-6} DALY	一人当たり年間 10^{-6} DALY
下痢症発症リスク ^b	一年当たり 1,500 人に 1 人	一年当たり 4,600 人に 1 人	一年当たり 14,000 人に 1 人
飲料水質	79,000 L 中に 1 単位	9,500 L 中に 1 単位	90,000 L 中に 1 単位
処理性能上の目標 ^c	$5.89 \log_{10}$	$5.98 \log_{10}$	$5.96 \log_{10}$

^a 高所得地域におけるデータ。低所得地域では通常重篤度がより高いが、飲料水による感染が支配的である可能性は低い。

^b 感受性の高い住民について。

^c 処理性能上の目標は、原水水質に対応して必要となる常用対数による低減値として示した。

7.2.5 処理性能目標の策定という形での成果提示

表7.5は、表7.4で得られたデータの一部をリスク管理者に対してより実的な形で示している。飲料水中の病原微生物の平均濃度が情報として含まれているが、それは水質目標値ではないし、また浄水中の病原微生物のモニタリングを要請するものでもない。例えば、1 L当たり 1.3×10^{-5} 濃度のクリプトスポリジウム(表7.4参照)とは、79,000 L当たり1オーシスト(表7.5参照)に相当する。常用対数による低減値として示されている処理性能目標(表7.4では「処理性能」の行)は、リスク評価を示す本表において、管理上最も重要な情報である。また、除去能はパーセント表示することもできる。例えば、ロタウイルスの $5.96 \log_{10}$ の除去能は、除去率99.999 89%に相当する。

7.2.6 リスクに基づく処理性能目標の地域状況に合わせた設定

前述したいくつかの節で例示した参照病原体が世界のすべての地域で優先度の高い病原微生物であるとは限らない。この種の評価においては、可能な限り、国もしくは地域独自の情報を使用すべきである。独自データが入手できない場合は、デフォルト値(後出の表7.6参照)に基づいておよそのリスク推算値を得ることができる。

表 7.6 糞便、下水および水道原水中の指標微生物または病原微生物の存在量の例
(値は対象地域によって変動する)

微生物	糞便 1 グラム当たりの数	未処理下水1リットル 当たりの数	水道原水 1 リットル 当たりの数
糞便性大腸菌群 (大腸菌およびクレブシエラ)	10^7 (ほとんどは非病原性)	10^6-10^{10}	100-100 000
カンピロバクター (<i>Campylobacter</i> spp.)	10^6	100- 10^6	100-10 000
コレラ ^a	10^6	100- 10^6	100- 10^8
エンテロウイルス	10^6	1-1000	0.01-10
ロタウイルス	10^9	50-5000	0.01-100
クリプトスポリジウム	10^7	1-10 000	0-1000
ジアルジア(<i>G. intestinalis</i>)	10^7	1-10 000	0-1000

^aピブリオは水環境で増殖する。

出典: Feachemら(1983); Stelzer (1988); Jones, Betaieb, Telford (1990); Stampiら(1992); Koenraadら(1994); Gerbaら (1996); AWWA (1999); Maier, Pepper, Gerba (2000); Metcalf, Eddy, Inc. (2003); Bitton (2005); Lodder, de Roda Husman (2005); Schijven, de Roda Husman (2006); Masiniら(2007); Rutjesら(2009); Lodderら(2010)

表7.5は浄水処理による水質変化だけを示すものであって、水源保全対策を講じることによる水質変化については明記していない。しかし、後者は、病原微生物の濃度とその変動に影響を与えるので、飲料水の安全性全般に対し大きく寄与することが多い。表7.4に提示したリスク推定値は、配水管網において水質の低下がないことも前提としている。以上のことは、必ずしもすべての状況下で現実的な仮定ではないかもしれないので、可能な限り、これらの諸要因を考慮に入れることが望ましい。

表7.5は点推定値だけを示しており、変動と不確実性を含めていない。完成度の高いリスク評価モデルとは、入力変数を点推定値ではなく統計的分布で表すことによって、これらの要因を組み込んだものである。しかし、そのようなモデルを作成するのは、現時点では多くの国の能力を超

えており、分布を定義できるに足るデータに乏しい。このようなデータの作成には時間と資力の面で大きな努力を必要とするかもしれないが、それによって実際の原水水質と必要な浄水処理性能について多くの知見が得られるであろう。

クリプトスポリジウム

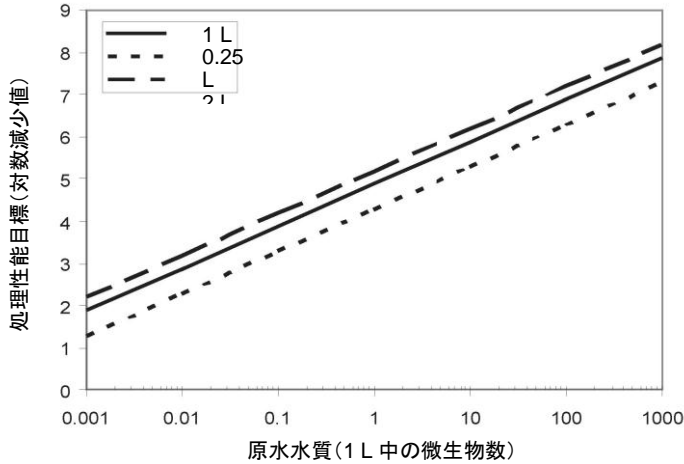


図 7.3 クリプトスポリジウムに関する処理性能目標と一日当たり非加熱飲水量との関係 (一人当たり年間 10^{-6} DALY を達成するための)

ロタウイルス、高所得国

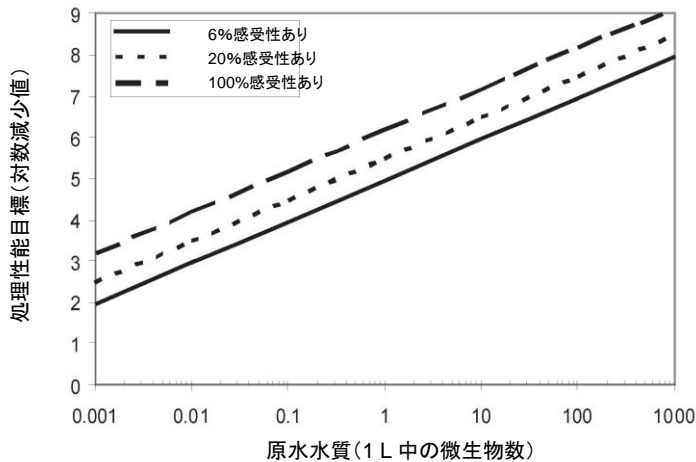


図 7.4 ロタウイルスに関する処理性能目標と疾病に感受性のある人口割合の関係 (一人当たり年間 10^{-6} DALY を達成するための)

必要となる浄水処理レベルも、リスク評価モデルで仮定される変数の値に左右される。そのような変数の一つに飲料水摂取量がある。図7.3は、非加熱飲料水の摂取量の変化が、クリプトスポリジウムに関する処理性能目標に与える影響を示したものである。原水濃度が1 L中1オーシストのとき、飲料水摂取量を一日当たり0.25 Lから2 Lの間で変化させると、処理性能目標は $4.3 \log_{10}$ から $5.2 \log_{10}$ の間で変化する。もう一つの変数は、感受性の高い住民の割合である。いくつかの感染流行データによれば、先進諸国では、5歳以上の人のうちかなりの割合の人たちが、ロタウイル

スに対して免疫を有しないことが示唆される。図7.4は、集団の中で感受性のある人の割合が変化した場合の影響を示している。原水中ロタウイルス濃度が1 L中10粒子のとき、感受性のある人の割合が6%から100%まで増加するにつれて、処理性能目標は5.96から7.18にまで増大する。

7.2.7 健康影響上の目標

コミュニティにおける疾病低減のために設定した健康影響目標は、水安全計画において策定される対策、および、それに基づいたコミュニティならびに家庭レベルでの水質改善策につなげるべきである。健康影響目標によって、改善策を受けるコミュニティにおいて期待される疾病低減の程度が明確になるのである。

水質改善策の優先順位付けにあたっては、ある疾病負荷の例えば5%（下痢症全体の5%など）以上に寄与していると推定できるものに焦点を当てるべきである。世界の多くの地域で、5%以上の健康影響上の利益が得られると推定できるような水質改善策を実施することは、極めて価値が高いと考えられる。給水末端における大腸菌数低減から確認できるような水質改善によって健康影響上得られる利益を直接提示することは、疾病負荷が高く改善策が効果的に働く場合であればおそらく可能であり、そして、それは飲料水の安全性改善の第一歩として強力な指針となり得る。

健康影響目標として特定の疾患の低減が定量的に示されている場合、水質改善策の効果を測定するため、代表的なコミュニティを対象として、現在実施中の予防的サーベイランスを続けることが望ましい。

7.3 病原体の存在と浄水処理

4.1で述べたように、システム評価には、水道システムが全体として定められた目標に見合う水質の水道水を供給できるかどうかの判断が含まれる。これには、原水水質と浄水処理などの制御手段の効果に関する理解が求められる。

7.3.1 存在

原水中における病原体の存在について理解することは重要である。なぜなら、それは水道のための最高水質の水源の選定を容易にし、原水中の病原体の濃度を決定し、水安全計画のもとで健康に基づく目標を満たす処理要件を設定するための基礎となるからである。

特定の集水域やその他水源の病原体の濃度を最も高い精度で測定する方法は、季節による変化や大雨などの極端な事象を検討に含むように注意しながら、ある期間にわたり水中の病原体の濃度を分析することである。可能ならばいつでも、水安全計画およびその目標病原体が設定されている特定の原水中の、病原体および指標生物を直接測ることが推奨される。なぜなら、これ

により微生物濃度の最良の推定値が得られるからである。しかし、多くの設定における資源の制限がこれを不可能にする。病原体濃度測定結果がないときは、代替的な当座のアプローチは衛生調査の結果を指標試験と組み合わせるなどの、利用可能なデータを基に推定をすることである。

コミュニティや実施地域の水中におけるヒト感染病原体の検出状況や分布のデータが無いときは、直接糞便汚染を示す糞便1グラム当たりの病原体数に関する観察データ、または未処理下水1リットル当たりの病原体数から、原水中濃度を推定することができる(表7.6)。衛生調査によるデータが、原水へと排出された未処理または処理後の下水の影響を推測するために使われる。処理後の下水においては、処理プロセスの効率に依存するが、病原体濃度は10分の1～100分の1あるいはそれ以上除去されているかもしれない。原水中の病原体濃度は、下水中の病原体濃度および原水に占める下水の割合から推定することができる。加えて、特定の地点で測定された原水中の病原体の明確な濃度を得ることができるが、これらの濃度は測定地点間で大きく異なるかもしれない。

表7.6から、大腸菌の様な糞便指標細菌は下水中に常に高い濃度で存在することが明らかであろう。誰もが糞便を排出するにもかかわらず、濃度は大きく変動する。感染した人だけが病原体を排出する。したがって、排水中の病原体濃度はさらに変動する。この変動は排出パターンによるが、また、下水へ排出する人口の規模や、産業排水などの他の種類の排水による希釈などにも依存する。従来は下水処理は下水を地表水へと放流する前に通常、微生物濃度を1桁から2桁程度低減する。他の地点では、生下水が直接放流、または下水道が氾濫した時に時折放流されるかもしれない。放流された下水は、放流先の地表水中で希釈され、希釈の程度は場所に非常に依存するが、病原体の数が減ることになる。病原体の不活化、死滅、または堆積物への移行もまた病原体の低減に寄与するかもしれない。これらの効果は、地表水や気候により異なる。この変動性は、糞便指標体や病原体の濃度が、下水に比べ、地表水ではさらに大きく変動することを示している。

生残性に差があるため、下水放流地点における大腸菌に対する病原体の割合は、はるか下流においては同じではなくなる。地表水中の大腸菌と病原体の濃度の比較データは、概して地表水中の病原体の存在と大腸菌の濃度には正の相関があるが、大腸菌の濃度に関わらず、病原体の濃度は低濃度から高濃度まで大きく変わるかもしれないことを示している。大腸菌が存在しないからといって、それが病原体が存在しない、または病原体の濃度が公衆衛生へ重大な影響を与える濃度以下であることを保証するものではない。

表7.6の現場でのデータに基づく推定は、糞便汚染に影響を受ける様々な発生源における腸管系病原体の濃度に関して有益な指標を提供する。

しかし、これらのデータには、以下を含む多くの限界や不確定要因が存在する。

- 病原体および大腸菌のデータは世界の様々な地域で導出されたが、それらは殆ど全て高所得国のものである。
- 特にウイルスと原虫に関する分析技術の感度と確実性について、これら生物の試験をする際に通常使われる大量の試料を濃縮する手法における回収率に関する懸念がある。
- 病原体は、培地や細胞を使った培養法、分子ベースの手法(ポリメラーゼ連鎖反応など)および顕微鏡観察などの、さまざまな方法を使って定量されるが、その意味を注意深く解釈すべきである。
- 人に対する病原体の感染力に関する知識の欠如はリスク評価と密接にかかわるのもであり、対策を打つべきである。

7.3.2 浄水処理

制御手段の効果を理解することには、バリデーション(2.2および4.1.7参照)が含まれる。バリデーションは、浄水処理によって望ましい目標(処理性能目標)が達成されることを保証する際、および、効果の改善が期待される部分を評価する(例えば、実際に得られた処理性能を、経験的に達成可能とされている処理性能と比較するなど)際に重要である。浄水処理は、管路による供給の他に、浄水場(中央浄水処理)では管路システムに対して、または家庭もしくはオンサイトでの設定に適用することができる。

表 7.7 大規模コミュニティ向け浄水場における浄水処理技術で達成可能な、細菌、ウイルスおよび原虫の除去率

処理プロセス	腸管系病原微生物グループ	最小除去率 (LRV)	最大除去率 (LRV)	備考
前処理				
粗ろ過	細菌	0.2	2.3	フィルター媒体と凝集剤による
貯水池	細菌	0.7	2.2	滞留時間 > 40 日
	原虫	1.4	2.3	滞留時間 160 日
堤防ろ過 (bank filtration)	ウイルス	> 2.1	8.3	移動距離、土の種類、ポンプ流量、pH、イオン強度による
	細菌	2	> 6	
	原虫	> 1	> 2	
凝集、フロック形成および沈殿				
通常の凝集沈殿	ウイルス	0.1	3.4	凝集条件による
	細菌	0.2	2	
	原虫	1	2	
高速凝集沈殿	原虫	> 2	2.8	適切なブランケットポリマーの使用による
加圧浮上分離	原虫	0.6	2.6	凝集剤添加量による
石灰軟化処理	ウイルス	2	4	pH および沈殿時間による
	細菌	1	4	
	原虫	0	2	
ろ過				
高速砂ろ過	ウイルス	0	3.5	フィルター媒体と凝集前処理による
	細菌	0.2	4.4	
	原虫	0.4	3.3	
緩速砂ろ過	ウイルス	0.25	4	生物膜(シュムッツデッケ)形成の有無、粒径、流量、運転条件(主に、温度、pH)による
	細菌	2	6	
	原虫	0.3	> 5	
プレコートろ過	ウイルス	1	1.7	ろ過ケーキがあるとき 薬品前処理による ろ材の品質とろ過速度による
	細菌	0.2	2.3	
	原虫	3	6.7	
膜ろ過:	ウイルス	< 1	> 6.5	膜の孔径(精密ろ過、限外ろ過、ナノろ過、および逆浸透膜ろ過)、ろ材やシールの完全性、および浄水薬品への耐性ならびに生物学的(増殖)劣化により異なる。
精密ろ過、	細菌	1	> 7	
限外ろ過、	原虫	2.3	> 7	
ナノろ過、 逆浸透膜ろ過				

表 7.7 (続き)

処理プロセス	腸管系病原微生物グループ	最小除去率 (LRV)	最大除去率 (LRV)	備考
一次消毒^{ab}				
塩素	ウイルス	2 (Ct ₉₉ 2-30 分・mg/l; 0-10 ° C; pH 7-9)		濁りや塩素要求量の多い溶質はこのプロセスを妨げる。遊離塩素濃度と接触時間の積(Ct値)により効果を予想できる。クリプトスポリジウムオーシストには効果なし。初期消毒に加え、配水システムでの遊離残留塩素を 0.2 mg/l 以上に維持することの便益を考慮すべきである。
	細菌	2 (Ct ₉₉ 0.04-0.08 分・mg/l; 5 ° C; pH 6-7)		
	原虫	2 (Ct ₉₉ 25-245 分・mg/l; 0-25 ° C; pH 7-8;主にジアリジア)		
二酸化塩素	ウイルス	2 (Ct ₉₉ 2-30 分・mg/l; 0-10 ° C; pH 7-9)		
	細菌	2 (Ct ₉₉ 0.02-0.3 分・mg/l; 15-25 ° C; pH 6.5-7)		
	原虫	2 (Ct ₉₉ 100 分・mg/l)		
オゾン	ウイルス	2 (Ct ₉₉ 0.006-0.2 分・mg/l)		一般的に、ウイルスは細菌に比べより耐性がある 温度による。クリプトスポリジウムは大きく異なる
	細菌	2 (Ct ₉₉ 0.02 分・mg/l)		
	原虫	2 (Ct ₉₉ 0.5-40 分・mg/l)		
紫外線照射	ウイルス	4 (7-186 mJ/cm ²)		過剰な濁度や特定の溶解物質がプロセスを妨げる。 効果は、照射強度、曝露時間、および紫外線の波長に依存する照射量(fluence)に依存する。
	細菌	4 (0.65-230 mJ/cm ²)		
	原虫	4 (< 1-60 mJ/cm ²)		

Ct, 消毒剤濃度と接触時間の積; LRV, 対数減少値(log₁₀)

^a薬品による消毒: Ct の値は 2LRV を達成するように与えられる。

^b紫外線照射による消毒: 紫外線線量は 4LRV を達成するように与えられる。

出典: Chevretils ら (2006); Dullemeier ら(2006); Hijnen, Beerendonk および Medema (2006)、関連文書「浄水処理と病原体制御 (Water treatment and pathogen control)」(付録 1)も参照のこと。

中央浄水処理

被圧帯水層からの地下水などのような非常に良質の水が得られるか否かは、原水の保護に依存し、安全な水を供給するためには主要制御手段である配水システムが必要となる。より一般的には、浄水処理で病原微生物を除去または不活化することが求められる。多くの場合(例えば、水質の良くない地表水など)、例えば、凝集、フロック形成、沈澱、ろ過、消毒などの複数の処理段階が必要である。表7.7に、微生物を除去するために個別にまたは組み合わせて広く用いられている浄水処理プロセスの概要を示す(付録5も参照)。除去の最小値および最大値が対数減少値で示され、それぞれ、前者は除去不良、後者は処理条件を最適化した時に得られるであろう値

である。

表7.7では、微生物の除去率を、細菌、ウイルスおよび原虫といったその大まかなグループまたは種類ごとに示している。これは、これらの微生物グループの中で、固有の特性に違い(例えば、大きさ、外表面の保護特性、表面の物理化学的特性)があるため、除去処理の効果が一般に異なるからである。これらの微生物グループにおいては、その種、型または株による浄水処理プロセスの効率の違いは比較的少い。しかし、そのような違いは存在し、この表では、各微生物グループの中でより抵抗力があつて生残性の高い病原体についての控え目の推定除去率を示している。同じグループに属する微生物種間で処理による除去率の差が大きい場合は、個別の結果を表に示している。

これらの管路による水供給における、浄水処理プロセスと、その運転および病原体除去性能に関して、より詳しくは関連文書「浄水処理と病原体制御 (*Water treatment and pathogen control*)」(付録1)に記されている。

家庭内水処理

家庭内水処理技術は、家庭またはその他のオンサイト浄水処理のために導入された広い範囲の装置または方法である。これらは使用時(*point-of-use water treatment*)または流入元での浄水処理(*point-of-entry water treatment*)技術としても知られている(Cotruvo and Sobsey, 2006; Nath, Bloomfield and Jones, 2006; 関連文書「家庭での水管理(*Managing water in the home*)」(付録1)も参照)。家庭内水処理技術は、個人やコミュニティが、集水や汚染された管路で配水された水から微生物病原体を除去または不活化するための幅広い選択肢から成っている。これらの方法の多くは家庭内水処理後の汚染を防ぎ、または最小にするための浄水の安全な貯留と組み合わせられる。(Wright, Gundry and Conroy, 2003)

水質を劇的に改善し、水系感染症のリスクを低減するために、家庭内水処理と安全な貯留が示されてきた(Fewtrell and Colford, 2004; Clasen et al., 2006)。家庭内水処理のアプローチは、管路による配水システムが不可能で、人々が汚染の可能性のある原水に依存している地域や移送または家庭での不衛生な取り扱いのために貯留水が汚染されてしまう地域の状況下で、健康に対して、短期間で絶大な改善効果を生む可能性がある。家庭内水処理は微生物学的に安全ではない管路による給水といういたるところにある問題を解消するためにも使うことができる。同様の小型化された技術は、飲料水が安全でない地域の旅行者が使うこともできる(6.11も参照)。

全ての家庭内水処理技術が、全ての水系病原体綱(細菌、ウイルス、原虫、および蠕虫)の除去に高い効果があるわけではない。例えば、塩素は水系原虫クリプトスポリジウムのオーシストを不活化するためには効果が無く、また、セラミックおよび布もしくは繊維フィルターの様なろ過法は腸管系ウイルスの除去には効果が無い。したがって、これらの手法から選択するときは、飲料水源

にて制御する健康に基づく目標としての微生物を注意深く検討する必要がある。

微生物汚染に対する、種々の家庭内水処理技術の定義および説明を以下に述べる。

- 化学的消毒： 飲料水の化学的消毒は、オゾンと共に、二酸化塩素などの塩素に基づいたあらゆる技術、酸化剤、および強酸や強塩基を含む。オゾンを除き、処理後の貯留中の汚染から保護するため、水中の残留濃度を維持するよう適正な用量の化学消毒剤が必要である。発展途上国の家庭用飲料水の消毒では、次亜塩素酸溶液（商用家庭用漂白剤、または家庭内水処理用に市販されている0.5%から1%に希釈した次亜塩素酸ナトリウム）、または乾燥状態の次亜塩素酸カルシウムまたはジクロロイソシアヌル酸ナトリウムなどの遊離塩素が主に用いられる。これは、遊離塩素のこれらの状態が、便利で、比較的安全であり、高価でなく、また、添加が容易であるためである。しかし、トリクロロイソシアヌル酸ナトリウムや二酸化塩素もまた、家庭内浄水技術に使われることがある。貯留中や使用時に十分な遊離残留塩素濃度を維持するために、家庭内水処理において適正な用量の塩素を用いることは重要である。清澄な水（濁度 < 10NTU）では遊離塩素を2mg/l程度、そして濁度の高い水（> 10NTU）ではその倍（4mg/l）が推奨される。これらの遊離塩素は、0.2-0.5mg/lという浄水場で処理された水の配水先における推奨残留塩素濃度を超過することになるかもしれないが、この用量は、塩素処理による家庭内に貯留された水において残留遊離塩素を0.2mg/lに保つために適切であると考えられている。使用地点での塩素処理についてのさらなる情報は「旅行者の下痢を防ぐ：いかにして飲料水を安全にするか（*Preventing travellers' Diarrhoea: How to make drinking water safe*（WHO, 2005））」に述べられている。

強酸化剤であるヨウ素による飲料水の消毒は、過剰な摂取による甲状腺への悪影響が懸念されるため、残留濃度が制御されない限り、一般的には長時間の使用には推奨されない。しかし、食物からのヨード摂取の欠乏が世界の多くの地域で深刻な健康上の問題であるため、この件は再検討されている（6.11および表6.1も参照）。浄水処理場での処理に関しては、家庭内水処理のためのオゾンは現場で、一般的にはコロナ放電または電解により生成しなければならず、どちらの方法も電気が必要とする。結果的に、信頼性の高い発電源、発電の複雑さ、および少量への適正な用量の必要性、および比較的高い経費の為、オゾンは家庭内水処理には推奨されない。強酸または強酸基は、それらが、水のpHを危険なレベルまで低めるまたは高める可能性がある有害化学物質なので推奨されない。しかし、緊急時、または短期の介入として、もし、水のpHを十分に下げるために（おそらくpHは4.5未満）十分な量を加えることができるのならば、コレラ菌を不活化するためにライムやレモンなどの柑橘系果汁を水に加えてもよい。

- 膜、多孔質セラミック、または複合フィルター： これらは、孔径が仕様で決められており、活

活性炭フィルター、銀コロイドを含む多孔質セラミック、反応性膜、高分子膜、および繊維・布フィルターがある。これらは、サイズ排除により微生物を物理的に除去または保持するための細孔構造を有する、単一または複数の多孔質面による物理的なる過である。これらのフィルターの中には、化学的抗菌・静菌面または化学的改質作用を有するものがあり、この場合、微生物がフィルター材の表面に吸着し、不活化し、または少なくとも増殖しなくなる。サリーの布のような布フィルターは、水中のコレラ菌の除去のために推奨されてきた。しかし、こういったフィルターは、フィルタで抑止可能な橈脚類や、その他の大きな甲殻類、または大きな真正核細胞に付着したビブリオのみを除去する。これらの布は、布繊維の孔径が細菌よりはるかに大きく、それを通すので、橈脚類、他の甲殻類、懸濁沈殿物、または大きな真正核細胞に付着せずに分散した状態で存在するようなビブリオや他の細菌を抑止することはできない。家庭内ろ過技術のほとんどは、重力による水流、または配水管での水圧により運転される。しかし、限外ろ過、ナノろ過、および逆浸透膜ろ過は、作動するために信頼できる電気の供給を必要とするかもしれない。

- 粒状ろ材フィルター：粒状ろ材フィルターには、砂や珪藻土、またはその他の離散粒子を充填した層、または水がその表面またはそれを通過する層を使ったものがある。これらのフィルターは、ろ過、沈殿および吸着などの、物理的および化学的プロセスを組み合わせることにより、微生物を抑止する。この中には、化学的活性を持つ抗菌性または静菌性を有する表面、またはその他の化学的改質を有する表面を持つものもある。また、粒状ろ材フィルターでは、充填粒子の表面または内部に微生物および微生物由来の細胞外ポリマーの層が形成されるため、生物学的に活性化しているものもある。この生物層 — 従来の緩速砂ろ過池ではシュムッツデッケ (Schmutzdecke) と呼ばれる — が微生物を保持し、しばしばそれらを不活化させるとともに生物分解する。生物層を有する家庭用サイズのフィルターで、間欠的に水を添加し処理できるものが開発されている。
- 太陽光による消毒：太陽光の照射により水の消毒を行う技術には多くの手法がある。まず、太陽エネルギーからの熱を利用して、光を通さない容器や不透明な容器の中の微生物を不活化するために太陽光を使うものがある。次に、太陽光による水の消毒やSODISシステムのように、太陽からの紫外線が通過する透明のプラスチック容器を用い、紫外線照射、溶存酸素による酸化、および熱の組み合わせによる働きを利用するものもある。さらには、これらの太陽光放射効果の組み合わせを、紫外線透過性ビニールバック(例えば、太陽光パドル)やパネルなどの他の種類の容器で使用する様な、太陽光放射曝露システムもある。
- ランプを用いた紫外線技術：微生物を不活化するために、紫外線ランプからの紫外線放射を利用する多くの浄水処理技術がある。家庭規模あるいは小規模の浄水処理では、通常、殺菌力のある254nmの単一波長の紫外線を発生する低圧水銀アークランプが使用される。一般的に、これらの技術では、水系病原体を不活化するために、紫外線ランプにより、十分

な用量(フルーエンス)の紫外線を、容器や流水式反応装置中の水に照射することができる。これらの技術には、安定な電力の供給、費用、および維持管理が必要であるため、発展途上国での適用には制限があるかもしれない。

- 加熱処理： 加熱処理では、燃料の燃焼により発生する熱が水中の微生物を破壊することが主な仕組みとなる。加熱処理には、煮沸や低温殺菌温度(牛乳の場合は一般的に63°Cより高い温度で30分)までの加熱などがある。浄水処理における推奨手順は、煮沸するまで加熱し、沸騰後に自然に冷却し、処理後の汚染を防ぎつつ保存するというものである。前述した太陽光関連の技術、すなわち加熱のための太陽光照射や、加熱と紫外線の組み合わせを期待した太陽光照射は、これらの加熱処理とは区別される。
- 凝集・沈澱： 凝集とは、沈澱を促進するために、自然由来のあるいは化学的な凝集剤を用いて微生物などの懸濁粒子を凝集させる装置や方法である。沈澱は、微生物などの懸濁粒子を水から取り除くために、それらが沈降することを利用し浄水処理を行う方法である。これらの方法は、フロック(水中で形成される凝集した大きな粒子)をろ過して除去するための布または繊維と共に使われる場合がある。また、凝集・沈澱には、単純な沈澱(つまり、化学凝集剤を使わずに行われる)も含まれる。この方法では、しばしば、3つの容器またはその他の水貯留容器が並べて使われ、これらに、注意深く容器を傾けながら沈澱後の上澄み水を毎日移し替える。最後の容器には、微生物を除去するために、水は少なくとも合計二日間連続して沈殿し溜められる。
- 複合処理(多段バリア)アプローチ： 浄水処理のために、上記技術のいずれかを組み合わせ、同時にまた連続的に使うことがある。これらの組み合わせ処理には、凝集と消毒、ろ過と消毒、またはろ過と膜ろ過などがある。鉄塩やアルミニウム塩などの化学凝集剤を含む、粒剤、粉末、またはタブレット状の市販の使い切り化学製品や、塩素のような消毒剤もある。水に加えると、これらの浄水薬品は不純物を凝集し、フロック化し、素早い効果的な沈殿を促進し、また化学消毒剤(例えば、遊離塩素)として微生物を不活化する。他の組み合わせ処理技術は、微生物を物理的に除去するための媒体ろ過、膜ろ過、または吸着剤、あるいは、ろ過または吸着で物理的に除去できない残りの全ての微生物を殺すための化学消毒剤または他の物理的処理プロセス(例えば、紫外線照射)がある。これら家庭内処理技術の組み合わせの多くは、家庭用またはその他地域での使用のために購入可能な市販製品である。それらの製品に含まれている処理技術を検討したうえで、市販品の組み合わせを選ぶことが重要である。それらが定められた微生物除去性能クライテリアを満足していること、そして係る処理性能が、優良作業規定および文書化された処理性能を証明する行政または民間部門を代表する独立機関のような、信頼できる、国家または国際的官署により承認されていることが望ましい。

上述の多くの家庭内水処理技術による、水系細菌、ウイルスおよび寄生原虫類の推定除去率を表7.8にまとめる。これらの除去率は科学文献にて報告された研究結果に基づいている。二つのカテゴリーの除去率、すなわち、ベースライン除去率と最大除去率が示されている。ベースライン除去率は、処理条件および作業を最適化するための施設や支援機器が最低限しかなく、平均的で変動する品質の原水にその処理を適用する、どちらかと言えば熟練していない者による実際の現場での実施の際の典型的な期待値である。最大除去率は、処理が、予測可能かつ変動しない水質の水（例えば、特定微生物を既知濃度添加した試験水など）において最高の処理性能を維持する機器やその他の道具で支えられた熟練した操作者が最適化した処理によるものである。表7.8で示した家庭内水処理の特定の浄水処理プロセスの対数減少値と表7.7の浄水場での中央処理には相違があることに注意すべきである。浄水場での中央処理は、通常その処理に適した水質に適用され、訓練されたオペレーターが、適正に運転され制御されたプロセスを操作するため、同じ処理技術でも、処理性能にこのような相違があると予想される。対照的に、家庭内水処理の多くは広範囲の水質に適用され、中には最高の技術的性能を発揮するには最適ではない水質もあり、また、中央浄水処理施設を管理する人々に比べると処理操作に関して相対的に訓練も技能も劣る人々が、最適化された運用制御なしに対応している。処理性能に与える要素や、表7.8に示す対数減少値処理性能レベルの根拠等、これら処理プロセスの詳細は関連文書「家庭での水管理と家庭内水処理選択肢の評価 (*Managing water in the home and evaluating household water treatment options*)」(付録1)に記載されている。

表7.8の値は、処理後の貯留段階での汚染を考慮していないため、安全な貯留方法が浸透していない地域では、いくつかの技術の効果が低減されるかもしれない。家庭レベルでの浄水処理では、蓋と蛇口の付いた口の細い容器や、貯留水を注ぐための注ぎ口などを用いることが最善策となるだろう。

家庭内水処理や貯留のバリデーション、サーベイランスおよび認証が、浄水場での中央水供給やそのシステムと同じように推奨される。家庭内水処理システムに関するこれらの行動の責任主体は中央供給のものとは異なるかもしれない。加えて、バリデーション、独立のサーベイランス、認証の責任主体が異なるかもしれない。にも拘らず、認証と同様に、バリデーションとサーベイランスは、中央システムと同じように、家庭とその他利用地点、流入元の飲料水供給、処理および貯留技術の効果的な管理のために重要である(2.3および5.2.3参照)。

表 7.8 家庭内水処理技術で達成可能な、細菌、ウイルスおよび原虫の除去率

処理プロセス	腸管系病原微生物 グループ	ベースライン 除去率 (LRV)	最大除去率 (LRV)	備考
化学消毒				
遊離塩素消毒	細菌	3	6	濁りや塩素要求量の多い溶質はこのプロセスを妨げる。遊離塩素と時間の積により、効果を予想できる。クリプトスポリジウムオーストには効果なし。
	ウイルス	3	6	
	原虫、クリプトスポリジウムを除く	3	5	
	クリプトスポリジウム	0	1	
膜、多孔質セラミック、または複合ろ過				
多孔質セラミック、および活性炭	細菌	2	6	孔径、流量、フィルター媒体、および銀またはその他の化学物質の添加により異なる。
炭フィルター	ウイルス	1	4	
	原虫	4	6	
膜ろ過(精密ろ過、限外ろ過、ナノろ過、逆浸透)	細菌	2 MF; 3 UF, NF または RO	4 MF; 6 UF, NF または RO	膜の孔径、フィルター媒体およびフィルターシールの完全性、および化学的、生物学的(成長)劣化により異なる。
	ウイルス	0 MF; 3 UF, NF または RO	4 MF; 6 UF, NF または RO	
	原虫	2 MF; 3 UF, NF または RO	6 MF; 6 UF, NF または RO	
繊維や布によるろ過(例えば、サリー布地によるろ過)	細菌	1	2	微粒子やプランクトンが含まれると微生物の除去が増加し、明らかに、カイアシ類はメジナ虫(<i>Dracunculus medinensis</i>)と、プランクトンはコレラ菌と関連がある。大きな原虫(>20 μm)は除去されるかもしれない。ウイルス、分散した細菌、小さな原虫(例えば、ジアルジア(<i>G. intestinalis</i>)、8-12 μm やクリプトスポリジウム、4-6 μm)には効果が無い。
	ウイルス	0	0	
	原虫	0	1	
粒状ろ材フィルター				
急速粒状、珪藻土、バイオマスおよび化石燃料ベース(粒状・粉末活性炭、木質炭、石炭質炭、もみ殻炭など)ろ過	細菌	1	4+	媒体の寸法や特性、流量、および作動条件により大きく異なる。発展途上国では、ある選択肢は他のものより現実的であることがある。
	ウイルス	1	4+	
	原虫	1	4+	
家庭レベルで間欠的に運用される、緩速ろ過	細菌	1	3	フィルターの完成度、作動条件、流量、粒径、および濾床接触時間により異なる。
	ウイルス	0.5	2	
	原虫	2	4	

表 7.8 (続き)

処理プロセス	腸管系病原微生物グループ	ベースライン除去率 (LRV)	最大除去率 (LRV)	備考
太陽光消毒				
太陽光消毒I(太陽の紫外線+熱効果)	細菌	3	5+	酸素供給、日光強度、曝露時間、温度、濁度、および容器の大きさ(水深)により異なる。
	ウイルス	2	4+	
	原虫	2	4+	
ランプを使う紫外線技術				
紫外線照射	細菌	3	5+	過剰な濁りや溶け込んだ特定の種がプロセスを妨げる。効果は、強度、曝露時間、および紫外線の波長で異なる流速量(線量)に依存する。
	ウイルス	2	5+	
	原虫	3	5+	
温度(熱)技術				
熱(例:沸騰)	細菌	6	9+	値は栄養細胞に基づく。芽胞は栄養細胞よりも熱による不活性化に対しより耐性が高い。煮沸による芽胞の処理の際は十分な温度と時間を確保しなければならない。
	ウイルス	6	9+	
	原虫	6	9+	
沈殿				
単純な沈殿	細菌	0	0.5	効果は、関与する粒子と大きな(沈殿する)微生物の沈殿に依存する。保存時間と水中の微粒子により異なる。
	ウイルス	0	0.5	
	原虫	0	1	
複合処理アプローチ				
フロック形成+消毒システム(例:市販の粉末小袋やタブレット)	細菌	7	9	凝集でクリプトスポリジウムをある程度除去する可能性がある。
	ウイルス	4.5	6	
	原虫	3	5	

LRV, 対数減少値; MF, 精密ろ過; NF, ナノろ過; RO, 逆浸透; UF, 限外ろ過

市販またはその他外部の供給元で製造または得られた管路に依らない水の処理技術は、処理性能または効果の要件またはガイドラインを満足することを、なるべく独立の公認された認証団体により、証明すべきである。処理技術が各家庭により現地で行われ管理されている場合、効果的な設置と使用の文書化および使用中の処理性能の監視への取り組みが推奨され奨励される。

7.4 微生物の監視

微生物の監視は以下の様な幅広い目的のために行われる。

- バリデーション(4.1.7も参照)
- 運転監視(2.2.2および4.2も参照)
- 検証(2.3.1および4.3も参照)
- サーベイランス(第5章参照)
- 浄水処理目標を決定するための原水の監視(7.2および7.3.1を参照)

• QMRA のためのデータ収集(7.2.3 参照)

微生物の監視は、ある処理またはその他のプロセスが対象とする生物の除去に効果があるかを判断するために行われるが、一般的に、特定の病原体を対象とした検査は、煩雑さ、検出感度、結果を得るための費用と時間の問題があるため、処理目標の判断とバリデーションの基礎としての原水水質の評価に限定される。非常に多くの場合、病原体の検査は特定の処理またはプロセスが効果的かどうかを確認するために行われる。しかし、検証、運転およびサーベイランス監視に含まれる微生物試験は、一般的に指標生物の検査に限定される。

病原体検出のための異なる手法は異なる特性を有していることを認識することが重要である。ブロス(液体)培養、寒天ベースの細菌培養、およびウイルスとファージの細胞培養などの培養法は、感染または増殖の観点からみた生きた生物を検出する。顕微鏡観察、核酸の存在確認または増幅(例えば、ポリメラーゼ連鎖反応(PCR))、および免疫アッセイ(例えば、ELISA法(酵素結合免疫測定法))による病原体の検出方法は、病原体の物理的な存在またはその一部を検出する手法であり、検出された生物が生存しているか、また感染性を有しているかどうかは必ずしも判断できない。これは、培養ベースの方法による検出に比べ、人の健康リスクに対する重篤度に関してより多くの不確実性が生じることを意味している。培養能や感染力を示す単位で測定しない非培養法を使うときは、生存または感染性を有する病原体の割合の推定がしばしば行われる。

糞便汚染の指標として大腸菌などの生物を使うという考え方は、飲料水水質の評価において、よく確立された方法である。これらの糞便指標生物は、自身が病原体であってはならず、また次の要件を満たすべきである。

表 7.9 監視における指標生物の利用

微生物	監視の種類		
	プロセスのバリデーション	運転管理	検証およびサーベイランス
大腸菌(または糞便性(耐熱性)大腸菌群)	対象外	対象外	糞便指標
大腸菌群	対象外	配水システムの清浄度および健全性の指標	対象外
従属栄養細菌	細菌の消毒効果の指標	消毒プロセスの効果および配水システムの清浄度および健全性の指標	対象外
<i>Clostridium perfringens</i> (ウェルシュ菌) ^a	ウイルスおよび原虫の消毒および物理的除去プロセスの効果指標	対象外	対象外 ^b
コリファージ(大腸菌ファージ) バクテロイデスファージ(<i>Bacteroides fragilis</i> ファージ)	ウイルスの消毒および物理的除去プロセスの効果指標	対象外	対象外 ^b
腸管系ウイルス			

^a バリデーションのためのウェルシュ菌の使用は評価される処理プロセスによる。

^b 原水が腸管系ウイルスおよび原虫に汚染されていることがわかっている場合、または、それらの微生物の汚染がヒトの糞便の排出(汚染)によって疑われる場合に限って、検証のために使うことができる。

- ヒトや動物の糞便中に、普遍的に多量に存在すること。
- 自然環境で増殖しないこと。
- 糞便病原体と同様に水中で生残すること。
- 糞便病原体より多量に存在すること。
- 処理プロセスにおいて、糞便病原体と同様の挙動をとること。
- 簡単で安価な培養法で容易に検出できること。

これらの要件は、同じ生物を糞便汚染と処理プロセスの効率の双方の指標として使うことができるという想定を反映している。しかし、単一の指標生物がこの二つの役割を担うことはできず、異なる目的のためには幅広い生物を検討すべきことが明らかになってきている(表7.9)。例えば、従属栄養細菌は消毒の効果および配水システムの清浄度の運転管理上の指標として使うことができ、また、ウェルシュ菌やコリファージ(大腸菌ファージ)は処理システムの効率を検証するために使うことができる。

大腸菌は従来、飲料水の水質を監視するために使われてきた。そして検証またはサーベイランスの一部として行われる監視における重要なパラメータとして現在も使われている。糞便性大腸菌群は、多くの場合、大腸菌の代替手段として使うことができる。人が飲用することを前提とした水は、糞便指標生物を含むべきではない。多くの場合、大腸菌または糞便性大腸菌群は汚染水中に大量に存在するため、それらの監視により、高いレベルの水質保証が可能となる。

しかし、大腸菌などの従来の指標生物が、腸管系ウイルスや原虫の指標生物としては機能しないことに対し注目が集まっている。通常的环境条件において、またろ過や消毒などの処理技術に対して大腸菌よりも耐性が強いウイルスや原虫が、大腸菌が検出されない浄水中に存在することは否定できない。水系感染症の集団発生に関する既往研究により、大腸菌の有無に基づく推測に完全に依存することが飲料水の安全性を保障することには必ずしもならないことがわかっている。ある状況下では、バクテリオファージや細菌孢子(芽胞菌)等のより耐性の高い微生物を、生残性の高い微生物学的危害因子の指標として含むことが求められるだろう。制御やサーベイランスプログラムなどを含む監視プログラムにこれらを含むことについては地域的な状況や科学的知見と関連づけて評価すべきである。これらの地域的な状況には、原水が腸管系ウイルスや原虫に汚染されているかどうかや、これらの微生物汚染がヒトや家畜の排泄物の排出(汚染)によって疑われるかどうかが含まれる。

指標生物に関するさらなる議論は関連文書「飲料水の微生物学的安全性評価(Assessing microbial safety of drinking water)」(付録1)に含まれている。

表7.10は、飲料水の微生物学的水質の検証のためのガイドライン値を示したものであるが、表の個々の数値をそのまま適用すべきではない。これらのガイドライン値は、本ガイドラインや他の関連文書に含まれる情報と併せて適用および解釈されるべきである。

病原体に対する感受性にばらつきがある結果として、特定の水質の飲料水に対する曝露による健康影響が集団によって異なる可能性がある。国レベルの水質基準を導出するためには、対象集団を定めるか、場合によっては脆弱性の(感受性の)高い特定の住民に焦点を絞る必要がある。国または地方の官署は、全国的な水質基準を導出する際に、それらの集団の特性に合わせる事が期待される。

表 7.10 微生物学的水質の検証のためのガイドライン値^a(表 5.2 も参照)

生物	ガイドライン値
飲用するすべての水	
大腸菌または糞便性大腸菌群 ^{b,c}	試料 100mL 中に検出してはならない
システムに入る浄水	
大腸菌または糞便性大腸菌群 ^b	試料 100mL 中に検出してはならない
システム内の浄水	
大腸菌または糞便性大腸菌群 ^b	試料 100mL 中に検出してはならない

^a 大腸菌が検出されたら直ちに調査しなければならない。

^b 大腸菌の方が糞便汚染のより正確な指標であるが、糞便性大腸菌群でも代替可能である。必要に応じて適切な確認試験を行わねばならない。水供給の衛生的水質の指標として、大腸菌群は適切ではない。特に熱帯地域においては、未処理の水(原水)の中にはほぼすべて衛生的に重要でない多くの細菌が存在する。

^c 農村地域における給水の大部分、特に発展途上国においては、糞便汚染が広く認められている。これらの条件下では特に、水供給の漸進的改善のために中期目標を設定するべきである。

7.5 糞便指標生物の検出法

糞便指標生物の分析は最も迅速な方法ではないが、飲料水供給の汚染の高感度な指標である。増殖培地と培養条件、また、水試料の特性や採取後の経過時間が、分離できる種や計数に影響を与えるため、微生物学的試験では正確さにばらつきが生じる。このことは、微生物学的水質の基準を、異なる試験機関の間で、また国際的に統一する場合、方法と試験手順の標準化が非常に重要であることを意味している。

国際的な標準法は、それを採用する前に、地域的な条件下で評価して見るべきである。国際標準化機構(ISO)による標準法(表7.11)や、これと同等の効力と信頼性を持つ他の方法が確立されている。日常的な試験では確立された標準法を用いることが望ましい。大腸菌や糞便性大腸菌群の検出にどのような方法が選択されるとしても、環境中であるいは消毒剤により損傷を受けた株が、「再活性化」または回復することの重要性を考慮しなければならない。

表7.11 水中の糞便汚染指標生物の検出と計数のための国際標準化機構(ISO)標準

ISO 標準	標題(水質)
6461-1:1986	亜硫酸還元嫌気性菌(クロストリジウム)芽胞の検出と計数 — 第一部:液体培地による方法
6461-2:1986	亜硫酸還元嫌気性菌(クロストリジウム)芽胞の検出と計数 — 第二部:メンブランろ過による方法
7704:1985	微生物学的分析に用いられるメンブランフィルターの評価
9308-1:2000	大腸菌および大腸菌群の検出と計数 — 第一部:メンブランろ過による方法
9308-2:1990	大腸菌群、糞便性大腸菌群および推定大腸菌の検出と計数 — 第二部:複数管法(MPN 法)
9308-3:1998	大腸菌および大腸菌群の検出と計数 — 第三部:地表水および汚水中の大腸菌の検出および計数のための少量化法(MPN 法)
10705-1:1995	バクテリオファージの検出と計数 — 第一部:F 特異的 RNA バクテリオファージの計数
10705-2:2000	バクテリオファージの検出と計数 — 第二部:体表面吸着コリファージの計数
10705-3:2003	バクテリオファージの検出と計数 — 第三部:水中のバクテリオファージの濃縮方法のバリデーション
10705-4:2001	バクテリオファージの検出と計数 — 第四部: <i>Bacteroides fragilis</i> に感染するバクテリオファージの計数

7.6 微生物学的水質の問題および緊急事態に対応するための地域行動の設定

供給された飲料水に糞便汚染の証拠があるような緊急事態においては、現在の水源を使用し続ける場合は浄水処理の方法を変更するか、または代替水源を一時的に使用することが必要であろう。水源、浄水処理、または配水過程において、消毒を強化する必要があるだろう。

微生物学的に安全な水質を維持することができない場合、緊急事態の間、消費者に水を煮沸するよう勧告することが必要であろう(7.6.1参照)。大量の汚染水が消費者に届くのを防ぐことが時間的に可能な場合、塩素処理の強化の開始や直ちに是正措置をとることが望まれるだろう。

水系感染症のアウトブレイクが疑われる場合や、供給された飲料水の糞便汚染が確認された場合は、直ちに対応するべき最低限のこととして、システム全体の遊離塩素濃度を0.5 mg/L以上に増加させるべきである。対応に関する決定は、必要に応じて民間当局も含め、公衆衛生官署との協議のもとに成されることが最も重要である(4.4.3、6.2、および8.7も参照)。

7.6.1 水の煮沸勧告

水の煮沸勧告は、深刻な化学物質汚染が発生した際の水使用禁止勧告と多くの内容を共有する(8.7参照)。水供給事業者は公衆衛生官署と共に、水煮沸命令の手続きについて規則を策定すべきである。規則は、事故発生に先立って準備され、管理計画と連携すべきである。勧告発令の決定はしばしば短時間のうちに成されることから、事態が進行中に対応を策定することは、意思決定を複雑にし、意思の疎通がおろそかになり、大衆の信頼を損ねる可能性がある。4.4.3で議論した情報に加え、規則には以下のことを含めるべきである。

- 勧告の発令と解除の基準
- 一般公衆および特定の集団へ提供する情報

- 勧告により影響を受ける活動

規則では、水の煮沸勧告の伝達方法を特定すべきである。その方法は、水供給の形態や影響を受けるコミュニティの規模により様々であろうし、また次のことを含むだろう。

- テレビ、ラジオ、新聞などによるマスメディアからの発表
- 電話、eメール、およびファックスによる特定の施設、コミュニティグループおよび地方官署への連絡
- 目立つ場所への注意書きの設置
- 個人への配信
- 郵送

ここで採られる方法は、居住者、労働者、旅行者などの、勧告によって影響を受ける全ての人が直ちに連絡を受けるという妥当な担保を提供するべきである。

水煮沸の勧告は、水を煮沸することにより安全なものにすることができることを示すべきである。煮沸後、その水は氷を加えることなく、自然に冷ますべきである。この過程は、どんな高地でも、濁水の場合でも効果がある。水の煮沸勧告を検討すべき状況には次の様なものがある。

- 原水水質の著しい劣化
- 処理プロセスまたは配水システムの健全性に関する重大な欠陥
- 不十分な消毒
- 飲料水中における、病原体または糞便指標生物の検出
- 飲料水が病気の集団発生の原因となっていることを示唆する疫学的証拠

水の煮沸勧告は、実質的な悪影響を及ぼす可能性のある重大な措置である。煮沸を勧告することは、たとえその勧告が解除された後も、甚だしく増加した不安を通して、公衆衛生に対する負の結果を生む可能性がある。加えて、初期段階でさえ、全ての消費者が勧告に従うわけではなく、もし水の煮沸勧告が頻繁に発令され、または長期間発令されたままであれば、勧告に従うことは少なくなる。したがって、公衆衛生官署および事態対応チームから入手可能な情報全てを慎重に検討し、かつ水の煮沸勧告により生じるいかなるリスクよりも現に認められる公衆衛生に対するリスクが大きいという結論が得られた後、勧告を発令すべきである。例えば、飲料水試料に微生物学的汚染が確認された場合、勧告の必要性を評価する際に考慮すべきことは次のとおりである。

- 結果の信頼性および精度
- 原水の汚染に対する脆弱性
- 原水水質悪化の証拠
- 原水監視の結果

- 浄水処理・消毒プロセスの運転監視結果
- 消毒剤の残留
- 配水システムの物理的健全性

利用できる情報は、可能性のある汚染源の究明および汚染の再発または持続可能性を判断するために十分に検討されるべきである。

水の煮沸勧告が出された場合、それは明瞭で受け手が容易に理解できなければならず、さもないと無視されるであろう。勧告は通常、問題解決に要すると予想される時間とともに、問題の内容、可能性のある健康リスクならびに症状、影響を受ける活動、すでにとられた調査活動や是正措置が含まれる。勧告が疾病の集団発生に関連する場合、その集団発生の性質、当該疾病および公衆衛生上の対応に関し、詳しい情報を提供すべきである。

水の煮沸勧告は、飲料水供給において影響を受ける使用と受けない使用を特定すべきである。一般的に、煮沸勧告は、煮沸していない水を、直接飲用、清涼飲料水の調製、製氷、食品の調理もしくは洗浄、または歯磨きに使うべきではないことを示すことになる。高度に汚染されていない限り、煮沸していない水も、通常、入浴(水を飲みこむことを避けるという前提で)や衣服の洗濯に使用するのは安全である。水の煮沸勧告は、妊婦やその他免疫が低下しているかも知れない人々の様な脆弱性のあるグループに対する個別の具体的な勧告を含むだろう。また、歯科医院、透析センター、診療所、病院、ならびにその他ヘルスケア施設、育児施設、学校、食品の供給者ならびに製造者、ホテル、レストラン、および水泳プールならびに入浴施設の事業者にも個別の具体的な勧告は提供すべきである。

一時的な水の煮沸勧告が出されたときは、ボトル水またはバルク水などの飲料水の代替供給も検討すべきである。当該規則は代替供給品の提供元と配達方法を明確に決めておくべきである。

規則は水の煮沸勧告の解除の基準を含むべきである。勧告を発令する理由により、その基準には次の一つまたは複数が含まれる。

- 原水水質が正常に戻ったという証拠
- 処理プロセスまたは配水システムの不良の改善
- 消毒プロセスの不良の改善、および正常な消毒剤の残留性の修復
- 飲料水中に微生物汚染が確認されたことによって勧告が出された場合、その汚染が除去され、または不活性化したという証拠
- 本管の十分な洗浄または水の交換により、汚染の可能性のある水およびバイオフィームが取り除かれたという証拠
- 集団発生が終息したという疫学上の証拠

水の煮沸勧告が解除されたとき、その元の勧告を受取った時と、同様の経路を通し、同じグループへ情報を伝達すべきである。加えて、大規模建築物、および貯水タンクのある建築物の運用

者・管理者または居住者に対して、通常使用を再開する前に、貯水施設および広範囲にわたる内部配水システムを完全に洗浄する必要があることを忠告すべきである。

7.6.2 事故収拾後の活動

再発防止のため、どのような事故も適正に調査し、改善を行うことが重要である。水安全計画は事故の発生・対応で得られた経験を考慮して改訂する必要がある、得られた知見は、他の場所で似たような事故が起こることを防ぐために、他の水供給事業者との情報共有においても重要である。必要に応じて衛生官署による疫学的調査を実施することは、将来の活動に対する助けにもなるであろう。

(空白)

第8章 化学的観点

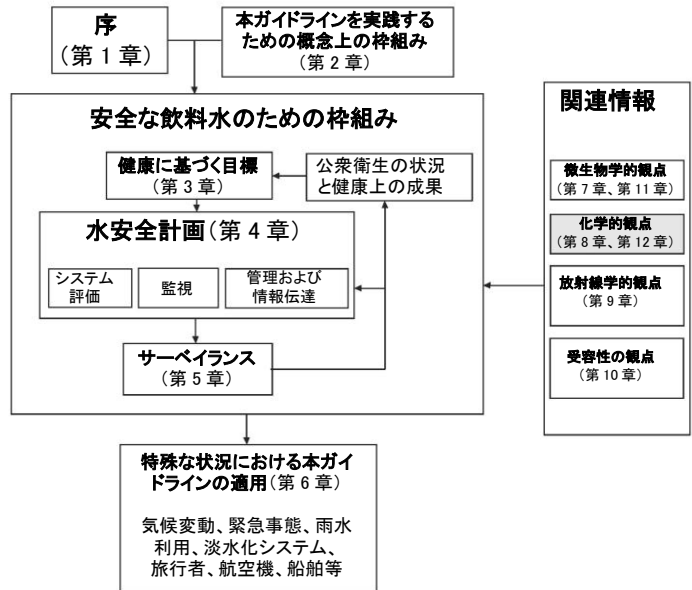
飲料水中の化学物質のほとんどのものは、数ヶ月などではなく何年もの曝露があつて初めて健康上問題となる。その例外の代表的なものとして硝酸イオンがある。通常、水質は連続的に変化するが、例えば汚染された埋立処分場から、地表水や地下水源へ間欠的に排出されるまたは浸出する物質のような例外もある。

化学物質の中には、消毒副生成物(DBP)など、関連した発生源

に由来するものがあり、これらについては、ガイドライン値が設定されているすべてのDBPについて、基準値を設定する必要は必ずしもないであろう。塩素処理ではトリハロメタン(THM)やハロ酢酸(HAA)が主要なDBPとなる。臭化物が存在している場合、塩素化とともに臭素化したDBPも生成される。前駆物質を制御することにより、THMやHAAの濃度をガイドライン値未満に維持することは、他の塩素処理副生成物に対する適切な制御となるであろう。

ガイドライン値が設定されている無機物質の中には、ヒト栄養素として必須元素と認められているものがいくつかある。ガイドライン策定過程で、栄養学的必須性の問題が検討されるが、現時点で、これらの物質について、飲料水中での望ましい最低濃度を設定するという試みはここでは行っていない。

個々の化学汚染物質に関するファクトシートについては第12章に示している。ガイドライン値が設定されている汚染物質について、このファクトシートでは、各化学物質の毒性の概略、ガイドライン値の導出根拠、処理性および分析における検出限界を記している。これらの化学物質のより詳細な内容については次のサイトで閲覧可能である(http://www.who.int/water_sanitation_health/)



dwq/chemicals/en/index.html)。

8.1 飲料水中の化学的有害因子

数種類の化学汚染物質は、飲料水を通じた長期間にわたる曝露の結果、ヒトの健康に悪影響を及ぼすことが示されている。しかし、これらは、様々な汚染源から飲料水中に混入するであろう化学物質のうちごく一部であるにすぎない。

本ガイドラインに掲載された化学物質のリストは、これらの物質がすべて常に存在することを意味するものではなく、また掲載されていない物質が存在しないことを意味するものでもない。

ここでとりあげた物質は健康影響の可能性について評価したものであり、健康影響評価のみに基づいてガイドライン値を設定したものである。飲料水の受容性に関して化学汚染物質が利用者に与える影響についての考察は、第10章で述べる。健康影響が懸念される物質の中には飲料水の受容性(例えば、臭味や外観)に影響するものがあり、これは、通常、健康上問題となる濃度よりもはるかに低い濃度でその水が受け入れられなくなる。これらの物質については通常、公式なガイドライン値は提案されないが、例えば、問題が発生した場合に必要とされる対応についての判断を支援するために、また場合によっては健康に対するリスクの可能性に関して、衛生官署や消費者に安心してもらうために、健康影響に基づく値(8.2参照)が必要かもしれない。

規制側は、健康影響に基づく目標の策定を求められており、それは水安全計画を通して達成しなければならない。化学汚染物質の場合、通常これらはガイドライン値、つまり健康に関わるエンドポイントに基づいている。この場合、ガイドライン値と地域の水質目標は似かよっているが、後者は2.6で示したように地域の社会文化的、経済的、環境・地質学的状況を考慮した調整が必要なこともあるので、必ずしもまったく同じではない。ガイドライン値は地域の化学物質の水質目標(通常は、最大許容濃度という形で表される国家基準)の策定のためのベンチマークを提供する。ガイドライン値は、しばしば悪影響が全くないかリスクが無視できることを示す証拠に基づいて導出されるので、 10^{-6} の障害調整生存年数(DALY)という目標を直接反映しないかもしれない。ガイドライン値の中には、測定できるレベルの曝露から、現在は測定が不可能な曝露のレベルへ外挿して得られる、がんのリスクに基づくものもある。

2.6では、「本ガイドラインに基づく国の飲料水基準の策定においては、曝露に影響を及ぼす環境、社会、文化、経済、食習慣およびその他の条件を考慮することが必要となるであろう。このことにより、国の基準は本ガイドラインとはかなり異なったものとなるかも知れない。」と述べている。このことは、特に、多項目にわたってガイドライン値が提示されている化学汚染物

化学汚染物質については、当該国または地域で最も重要な物質が国の基準や監視プログラムに組み込まれるよう、優先順位付けを行うことが重要である。

質に当てはまり、これらのすべてについて基準値を定めることや、監視プログラムを策定することは、現実的ではないし、望ましいことでもない。

特定の化学物質が特定の状況下で高濃度に存在する可能性は、個別に評価しなければならない。ある特定の国においてすでにその存在が知られている化学物質もあるが、その他の化学物質については評価が困難である。

発展途上国であろうと先進国であろうと、ほとんどの国では、水分野の専門家であれば、飲料水によってはその中かなりの濃度で存在する多数の化学物質を知っているであろう。長期間にわたる実務経験で蓄積されたその地方に関する知識には、計り知れない価値がある。それゆえ、飲料水中における限定された数の化学汚染物質の存在については、多くの国や多くの水供給システムで通常すでに知られている。しかし、高い健康リスクをもたらす化学物質が広く分布しているにもかかわらず、急性ではなく慢性の曝露によって長期的な健康影響が引き起こされるために、その存在が知られていない場合は、重大な問題、ときには危機的状況が発生する。バングラデシュ、西ベンガルやインドにおける地下水のヒ素汚染問題がその例である。

多くの汚染物質については飲料水以外の曝露源があり、このことは、基準を設定する際あるいは基準の必要性を検討する際に考慮する必要がある。このことはまた、監視の必要性を検討する際にも重要であろう。場合によっては、飲料水は寄与の小さい曝露源で、水中濃度を制御しても全体の曝露量にほとんど影響しないことがある。また、場合によっては、水中の汚染物質を制御することが曝露量を減らす上でコスト効果が最も高い方法であることもある。したがって、飲料水の監視戦略は、環境中の化学物質に対する他の曝露経路と切り離して考えるべきではない。

各ガイドライン値の科学的根拠は、**第12章**にまとめて示している。この情報は、国の必要条件にガイドライン値を適合させる際やガイドライン値よりも高い濃度の汚染物質の健康に対する重大さを評価するために重要である。

飲料水中の化学汚染物質は様々な方法で分類されるが、最も適切なのはその主な発生源を考慮したもの、すなわち、どこで制御するのが効果的かということによってグループ分けする方法である。この方法は、最終的な水中の汚染物質濃度の測定に主に依存するアプローチではなく、汚染を防止または最小化することを意図したアプローチを策定する上で役に立つ。

一般に、飲料水中の化学的有害因子を管理するためのアプローチは、原水が重大な寄与を及ぼしている場合（この場合は、例えば、原水の選択、汚染制御、浄水処理または処理水のブレンドによる制御）と、浄水処理過程および配水過程で使用される材料や浄水薬品による場合（この場合は、プロセスの最適化または製品仕様規定による制御）とで異なる。したがって、本ガイドラインでは、**表8.1**に示すように化学物質を主な発生源別に5グループに分類している。

この分類は必ずしも明瞭ではない。例えば、自然由来の汚染物質のグループには、降雨によって岩石や土壌から流出して、その結果、飲料水中で検出される多くの無機物質が含まれるが、その一部は鉱山地区など環境破壊が生じているところでも問題となることがある。

表 8.1 化学成分の発生源別分類

化学成分の発生源	発生源の例
自然由来	岩石、土壌および地質学的状況と気候の影響；富栄養水域（下水流入や農業排水にも影響される）
産業発生源および市街地	鉱業（採掘業）、製造業、加工業、下水（新しく顕在化している多くの汚染を含む）、固形廃棄物、市街地流出、燃料の漏出
農業活動	堆肥、肥料、集約的な動物の飼育と農薬の使用
浄水処理または飲料水と接触する材料	凝集剤、DBP、配管材料
公衆衛生上の目的で水に使われる農薬	昆虫による疾病伝播を防止するための幼虫駆除剤

8.2 化学物質のガイドライン値の導出

特定の化学成分に対してガイドライン値を設定するためには以下の基準の一つを満たさなければならない。

- その物質が、飲料水中に存在しているということに関して信頼できる証拠があり、かつ、現実的に毒性を有している、あるいは、毒性を有している可能性があるということに関して証拠があること。
- その化学物質に国際的に重大な懸念が寄せられていること。
- その化学物質が、昆虫による疾病伝播を制御するために飲料水に対して直接使用される農薬など、人の健康に対する農薬の試験および評価をまとめる世界保健機関農薬評価計画（WHOPES）において採り上げることが検討されているか、または、すでに採り上げられていること。

ガイドライン値は、飲料水中の多くの化学成分に対して導出されている。ガイドライン値は、通常、その物質を生涯にわたって摂取しても健康に重大なリスクが生じない濃度として示されている。多くの暫定ガイドライン値は、実際の浄水処理または分析機関において達成可能な濃度に設定されており、この場合、暫定ガイドライン値は、通常、健康影響評価に基づいて算出される濃度より大きな値となる。ガイドライン値は、毒性データや健康影響データに不確実性が高い場合にも暫定として示される（8.2.5 も参照）。化学物質の中には、健康に影響を与えるであろう濃度よりはるかに低い濃度でしか発生しないという理由で、公式のガイドライン値が提案されていないものがある。水安全計画策定の危害因子特定段階で、当該化学物質が飲料水中または水源中で見つかった場合のガイダンスを加盟国に提供するため、「健康に基づく値」が決められている。そのような物質の公式ガイドライン値が必要でも適切でもないとき、それを設定することによりいくつかの加盟国がその値を彼らの国家基準に組み込むことを促進することになるだろう。

化学物質曝露による健康影響に関して、ガイドライン値の導出に利用できる情報源には主として2つがある。第一のそしてより好ましい情報源は、ヒトの集団に関する研究である。しかし、ほとん

どの物質に関して、そのような研究は、ヒトの毒性学的試験を行う際の倫理上の障害、および曝露濃度や、同時に曝露を受けた他の物質についての定量的情報が欠けているためその利用が限られている。しかし、いくつかの物質に関しては、そのような研究がガイドライン値設定の主な根拠となっている。第二のそして最も頻繁に使われる情報源は、実験動物を用いた毒性学的研究である。毒性学的研究の限界は、用いる実験動物の数が相対的に少なく、また、用量が相対的に高いために、ヒトの健康に関する特定の知見の妥当性に不確実性が生じることである。それは、実験動物による結果をヒトに当てはめるために、通常、ヒトの集団が曝露を受ける低用量域に外挿する必要性に由来する。大抵の場合、ガイドライン値の導出に使われた研究は、ヒトに関するデータを含む他の調査研究によって裏づけられており、それらもまた健康リスク評価を行う際に考慮されている。

ヒトの健康を保護するためのガイドライン値を導出するには、それに最もふさわしい研究を選択する必要がある。明瞭な用量－反応関係が示されている良い研究データが好ましい。8.2.4で述べた基準に適用される専門家の判断により、利用可能な情報の中から最も適当な研究が選択されている。安全と考えられる保守的なガイドライン値を提供するために、標準リスク評価の原理を利用した安全性または不確実係数が含まれている。

8.2.1 採用アプローチ

ガイドライン値の導出には、次の 2 つのアプローチが用いられている。一つは「閾値のある化学物質」に対するものであり、もう一つは「閾値のない化学物質」（多くは遺伝毒性を有する発がん物質）に対するものである。

遺伝毒性を有する化学物質による発がんプロセスは、一般に、体細胞（すなわち、卵子や精子以外の細胞）の遺伝子（デオキシリボ核酸、DNA）における突然変異の誘発によって始まり、理論的にいかなる曝露レベルでもリスクが存在する（すなわち、閾値なし）と考えられている。対照的に、遺伝毒性を示すことなく間接的な機構によって作用し、実験動物やヒトに腫瘍を生じさせる発がん物質がある。これらの遺伝毒性のない発がん物質に関しては、一般に、明確な閾値が存在すると考えられている。

発がん物質のガイドライン値導出に当たっては、閾値ありと閾値なしのいずれのアプローチ（8.2.2および8.2.3参照）を用いるかを判断するため、その物質による発がんメカニズムについて考察する。

化学物質の発がん性評価は、通常、長期間曝露による実験動物による研究に基づいて行われる。ときには、その大半は職業曝露によるものであるが、ヒトの発がん性に関するデータが用いられることもある。

国際がん研究機関（IARC）は、利用可能な証拠に基づいて、化学物質をその発がんリスクに応じて次のようにグループ分けしている。

グループ1	ヒトに対して発がん性のある物質
グループ2A	ヒトに対しておそらく発がん性がある物質
グループ2B	ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質
グループ3	ヒトに対して発がん性による分類ができない物質
グループ4	ヒトに対しておそらく発がん性がない物質

IARCによれば、発がんリスク評価においてはこの分類を行うことが第一段階であり、可能な場合は、定量的なリスク評価を行うことが第二段階となる。飲料水に関するガイドライン値の設定に当たって、IARCによる発がん物質の評価が利用可能な場合には、これも考慮に入れている。

8.2.2 閾値のある化学物質

ほとんどの種類の毒性について、ある一定の用量以下では悪影響を生じないと考えられている。このような毒性影響を持つ化学物質の耐容一日摂取量(TDI)は、できれば飲料水投与による最も適切な研究において得られている最も感受性の高いエンドポイントを用いて、次式により求められる。

$$TDI = \frac{NOAEL \text{ または } LOAEL \text{ または } BMDL}{UF \text{ と } CSAF \text{ の一方または両方}}$$

ここに、

- NOAEL: 無毒性量
- LOAEL: 最小毒性量
- BMDL: ベンチマーク用量における下側信頼限界
- UF: 不確実係数
- CSAF: 化学物質別調整係数

ガイドライン値(GV)は、TDIを用いて次式により求められる。

$$GV = \frac{TDI \times bw \times P}{C}$$

ここに、

- bw: 体重(下記参照)
- P: TDIのうち飲料水への割当率
- C: 一日当たり飲料水消費量(下記参照)

耐容一日摂取量

TDIは、食品や飲料水に含まれるその物質を一生涯にわたって摂取しても、明らかな健康影響が認められない量に安全マージンを加えた推定値であり、体重当たり(体重1キログラム当たりのミリグラムまたはマイクログラム)として表される。

許容一日摂取量(ADI)は、技術上の目的のため、または農作物保護の理由により、食品添加物や食品中の残留農薬について定められているものである。飲料水中の、意図された機能を通常持たない化学汚染物質については、許容性よりむしろ受容性を示すという意味で、用語としては「許容一日摂取量」ではなく「耐容一日摂取量」の方がより適切である。

国連食糧農業機関(FAO)/世界保健機関(WHO)合同食品添加物専門家委員会(JECFA)とFAO/WHO合同残留農薬専門家会議(JMPR)は、長年にわたって、ADIを設定する際の原則を確立してきた(FAO/WHO, 2009)。この原則は、飲料水質に関するガイドライン値の設定に使われるTDIを求める際にも採用されている。

TDIは、一生涯にわたる耐容摂取量を表すものであるから、短期間でも超過してはならないというほど厳密なものではない。長期間の平均摂取量が設定値を大きく超えない限り、TDIを超える量の曝露が短期間あっても懸念することはない。TDIを超える曝露が短期間であれば健康に悪影響がもたらされないことを保証するため、一般にTDIを設定(下記参照)する際には大きな不確実係数が用いられている。しかし、短期間であれTDIを大きく超える場合には、急性影響について検討するべきである。

無毒性量(NOEL)と最小毒性量(LOEL)

NOELは、単独の研究において実験または観察によって明らかにされた、健康への悪影響が検出されない化学物質の最大用量もしくは最高濃度として定義される。NOELは、可能な限り長期間の研究に基づいて求められる値であり、できれば飲料水摂取によるものであることが望ましい。しかし、短期間の研究や、他の曝露源(例えば、食品、空気など)を用いた研究から得られたNOELが用いられることもある。

NOELを利用できない場合は、LOELが用いられる。LOELは、健康への悪影響が検出できる、物質の最小用量もしくは最低濃度である。NOELに代えてLOELを用いるときは、不確実係数を追加するのが普通である(下記参照)。

ベンチマーク用量

閾値のある化学物質のTDI/ADIの導出において、ベンチマーク用量(BMD)またはベンチマーク用量における下側信頼限界(BMDL)などのアプローチがますます好まれている(IPCS, 1994)。用量-反応関係の数学モデルのために適切なデータがあるときは、BMDLは健康に基づくガイドライン値の計算において、NOELの代わりに使われる。その場合、BMDLを使うことにより、LOEL

に対する更なる不確実係数の適用が不要になる可能性がある。このBMDLは、悪影響のわずかな増大（例えば、5%または10%）をもたらす用量の下側信頼限界である。このBMDLは、NOAELまたはLOAELの単一の用量ではなく、重大な影響の用量－反応曲線全体のデータを基に定量的に導出され、統計学的な面で説得力があり、データの質が保証される（IPCS, 2009）。

不確実係数

不確実性または安全係数は、食品添加物、農薬および環境汚染物質のADIやTDIを導出する際に優良な方法として長く用いられている。この係数の設定に当たっては、専門家が、利用可能な科学的証拠を慎重に検討しつつ判断することが必要である。

ガイドライン値を導出する際には、生物学的に最も重要と考えられる反応についてのNOAEL、LOAEL、またはBMD/BMDLに対して不確実係数を当てはめる。

一般集団の曝露に関しては、通常、実験動物における重大な影響から得られたNOAEL、またはBMD/BMDLを不確実係数100で除する。これは2種類の係数10を掛け合わせたもので、一つは種間差、もう一つはヒトにおける個体間の差（表8.2）に関するものである。データベースが不完全である場合や、健康影響が重篤または不可逆である場合には、不確実係数がさらに追加されることがある。

表 8.2 ガイドライン値の導出における不確実係数の原因

不確実性の原因	不確実係数
種間差（実験動物からヒトへ外挿）	1～10
種内差（ヒトにおける個体間の差を表す）	1～10
研究あるいはデータベースの十分さ	1～10
健康影響の特性と重篤度	1～10

例えば、研究に用いた実験動物種よりもヒトの方が感受性が低いことが分かっている場合には、種間差として、10未満の不確実係数を用いる。研究やデータベースが不十分というのは、NOAELに代えてLOAELを用いる場合や、研究期間が望ましい期間より短い場合である。健康影響の特性や重篤度のため不確実係数を追加すべき状況というのは、エンドポイントが胎児の奇形である場合や、NOAELを設定する際のエンドポイントが発がんの可能性に直結している場合などである。後者の場合には、通常、その発がん物質に対して、理論的な外挿によるリスク評価アプローチではなくTDIアプローチを用いて、追加の不確実係数を適用してガイドライン値を設定する。

不確実係数が1,000を上回る物質については、高い不確実性を有していることを強調するために、暫定ガイドライン値として示す。不確実係数が大きいということは、そのガイドライン値が、現実のヒトの集団において健康影響が実際に生じる濃度より、おそらくかなり低いということを意味する。

不確実性の高いガイドライン値は、今後新しい情報が提示された時点で修正される可能性が高い。

化学物質に関するガイドライン値の導出においては、不確実係数の選択と適用が重要である。なぜなら、これらによってガイドライン値がかなり異なるからである。データベースに十分な信頼性がある汚染物質については、小さな不確実係数を用いてガイドライン値が導出される。しかし、ほとんどの汚染物質については科学的な面で大きな不確実性があり、比較的大きな不確実係数を用いる。不確実係数を使用することにより、ガイドライン値を導出する際に、化学物質の特性と利用可能なデータを考慮に入れることが可能になる。

不確実係数の代替としての化学物質別調整係数の使用

デフォルト設定への依存性を低減するために、TDI 導出アプローチについては、化学物質の作用機序に関する理解を基礎に置こうとする動きが強まっている。このアプローチは、不確実係数初期値(種間差が 10、種内差が 10 という簡便なものなど)の使用からの脱却であり、トキシコキネティクスな、トキシコダイナミクスな定量データを利用することにより、種間差および種内差の外挿に使用する CSAF を導出するものである (IPCS, 2005)。以前は、CSAF は「データから導出された不確実係数」と呼ばれていた。CSAF アプローチの中で、現在もっとも開発が進んでいる点は、生理学に基づく薬物動態モデルの利用で、これは、種間および異なる曝露経路間 (例えば、経口吸入) で外挿するためのデフォルト設定値に代るものである。

曝露源の相対的な割り当て

飲料水は、通常、ガイドライン値が導出されている化学物質のヒトに対する唯一の曝露源ではない。多くの場合、飲料水からの化学汚染物質の曝露や摂取の量は、食品、空気や消費財などの他の経路からの摂取量に比べてはるかに小さい。したがって、ガイドライン値およびリスク管理戦略の策定の際は、異なる曝露源に因るかもしれないADIまたはTDIの割合に関する検討が必要である。このアプローチにより、すべての曝露源(ガイドライン値前後の濃度でその化学物質を含有する飲料水を含む)からの一日総摂取量が、ADIまたはTDIを超えないことが保証されている。

ガイドライン値を導き出す際には、可能な限り、通常の1日当たり総摂取量のうち飲料水が占める割合(食品、飲料水および空気中の平均濃度に基づく)、または、問題となる物質の物理的および化学的性質に基づく推定摂取量に関するデータを用いる。通常、化学物質への曝露の主な発生源は食品(例えば、残留農薬)と水なので、両方の発生源からの曝露を定量化することは重要である。このプロセスを満足なものにするため、世界の様々な地域での食品の摂取に関する質の高いデータをできるだけ多く収集することが望まれる。そして、収集されたデータは、食品からの摂取の割合と、飲料水からの摂取の割合を推定するために使うことができる。

食品や水からの曝露に関する適切な情報が入手できない場合、様々な化学物質に関して、おそらく一日当たりの全摂取量に対する水の寄与率を反映するであろう、水の割当率が適用される。十分な曝露のデータが無い場合、一日当たりの全摂取量の水に対する割り当ては通常 20%であり、それは幅広い経験を基にした妥当なレベルの曝露を反映し、また、十分安全な割り当てである。この値は、慎重すぎることが判明した以前の割当率 10%からの変更を反映している。化学物質は漸次、再評価されているので、全体的な曝露は見直され、妥当であればデフォルト割当率を 10%から 20%へという変更もなされる。したがって、この版にある全ての古いガイドライン値がこの変更を反映するものではない。場合によっては、一部の DBP の様に、食品からの曝露が非常に低いという明らかな証拠がある場合がある。そのような場合の割当率は 80%まで高くなるかもしれないが、それでも他の発生源からのいくらかの曝露の余地がある。農薬の中には、著しい曝露の発生源となる食品中の残留物となる可能性が高いものがあり、水に対する割り当ては 1%くらいまで低くなるかもしれない。

割当率の選択の根拠となる理由を詳細に説明することは、評価の重要な要素である。これは、地域の状況を考慮する必要がある場合、加盟国がガイドライン値を国家基準に組み入れ、または採用する際に適切な決定をする時の助けとなる。またこれは、あるガイドライン値を超えた場合の潜在的なリスクに関する決定を行う際の手助けにもなる。一般原則として、汚染濃度を可能な限り低くする取り組みをすべきであり、それらがガイドライン値まで増加しないようにすべきである。

ほとんどの場合、選ばれた値は、ある状況下(例えば、限られた換気)での水中の汚染物質摂取の別の経路(例えば、吸入や経皮吸収)に対して十分であるが、官署はガイドライン値を地域の条件に適合させる際、吸入や皮膚曝露を考慮したほうがよい(8.2.9 参照)。

元素の中には人の栄養として必須のものがある。ガイドライン値の策定および割当率の検討において、推奨された一日当たりの最低摂取量および食品からの曝露を考慮し、また割り当てが結果的に必須要素の摂取と明らかに矛盾することのないことを確認する必要がある。

デフォルト設定

一日当たりの水消費量および消費者の体重は両方とも変動する。そのため、ガイドライン値を決定するためにはいくつかの仮定を適用する必要がある。大人の消費量のデフォルト設定は、一日当たり水 2 リットルであり、体重は 60kg である。

場合によっては、ガイドライン値は小児に基づいており、その場合、彼らは特定の物質に対して特に脆弱であると考えられる。この場合、摂取設定値は、体重 10kg に対し 1 リットルと想定され、

最も脆弱性のあるグループは人工栄養児と考えられ、5kg の体重に 0.75 リットルの摂取が想定されている。

有効数字

算定されたTDIは、ガイドライン値の導出に用いられ、通常はこのガイドライン値が有効数字1桁の数字に丸められる。JFCFAまたはJMPRによって設定された有効数字1桁のADI値が、ガイドライン値の計算に用いられた場合もある。ガイドライン値は、例えば、実験動物の毒性データ、曝露に関する仮定、および選ばれた不確定性要素における不確実性を反映させるため、一般に有効数字1桁に丸めている。例えば、曝露に関する1.5から2.0 $\mu\text{g/L}$ への丸めは、1.5から2.0 mg/L への丸めに比べて影響が少ない様に、丸めの影響は単位によるので、いくつかの場合では、有効数字2桁の丸めが適切だと判明している。これらは、ケースバイケースで考慮される。

中間値(x.5)の通常丸めルールは、一般的な慣例通り切り上げとする。有効数字1桁の丸めの例は次のとおりである。1.25は1.0、0.73は0.7、1.5は2となる。

8.2.3 閾値のない化学物質

遺伝毒性を有する発がん物質であると考えられる化合物の場合、通常、ガイドライン値は数学モデルを用いて求められる。いくつかのモデルがあるが、一般には線形多段階モデルが用いられる。特定の場合は、他のモデルが適切であると考えられる。これらのモデルを使い、計算の信頼上限値および下限値(下限値はゼロかもしれないが)と共に、ある曝露レベルにおけるリスクの推定値を計算する。提示したガイドライン値は、過剰生涯発がんリスク 10^{-5} (または、ガイドライン値と同じ濃度でその物質を含む水を70年間飲み続けた場合、10万人に1人が新たにがんになる場合)の推定上限値に相当する飲料水中の濃度を控えめに表す。この値は、当該物質によるこのレベルの曝露により引き起こされるがん罹患の数と同等ではない。それは、多くの不確実性を考慮した結果としてのリスクの可能性の上限値である。実際のリスクのレベルはこれよりも低いことは確かであり、ゼロにさえ近いかもしれないが、低レベル曝露のリスクを実験的に検証することはできない。がんのリスクがゼロに近づいている、またはゼロとみなせるだろうとの認識は、がん進行過程における化学物質の役割、解毒作用や修復機構の可能性など発がん現象の仕組みにまつわる不確実性によるものである。加盟国は異なる仮想リスクがそれぞれの状況にとってより適切だと考えてもよいだろうし、生涯曝露に加え 10^{-4} または 10^{-6} に相当するがんのリスクに関わる値を、ガイドライン値にそれぞれ10を掛けるか、10で割るかして決めてもよいだろう。

閾値のない化学物質のガイドライン値の導出のために使われたモデルは実験で検証することはできず、また、通常、薬物動態、前全身性代謝と解毒代謝、DNAの修復、免疫システムによる防御など、生物学的に重要な多くの点を考慮していない。また、実験動物での極めて高用量の曝露を、ヒトでの極めて低用量の曝露へ線形外挿することが、妥当であると仮定している。その結果、

用いられるこれらのモデルは保守的な(すなわち、慎重すぎる)ものとなっている。これらのモデルを用いて導かれたガイドライン値は、モデルの精度が不足していることから、TDIにより導出された値とは異なる解釈をするべきである。ガイドライン値を超えるレベルの閾値のない化学物質による短期間の曝露を受けたからといって、リスクに大きな影響があるわけではない。

8.2.4 データの質

利用可能な情報の質と信頼性を評価するに当たっては、以下の要因を考慮した。

- 純物質を用いた適切な用量での良質な臨床生化学および病理組織学による経口投与による研究(特に、飲料水の研究)が望ましい。
- データベースは、可能性のある毒性学的エンドポイントを網羅した十分幅広いものでなければならない。
- 例えば、疫学研究において交絡因子を十分に考慮しているなど、研究の質の信頼性が高くなければならない。
- 異なる研究の間で合理的な一貫性が認められ、ガイドライン値の導出に利用したエンドポイントや研究が、証拠全体と矛盾しない。
- 無機物質については、飲料水中での存在形態に関して考察されている。
- 疫学研究の場合、多様な曝露経路について適切に考察されている。

ガイドライン値を設定する際には、既存の国際的な取り組みについても注意深く検討する。特に、環境保健クライテリアモノグラフと国際簡潔評価文書において、国際化学物質安全性計画(IPCS)がこれまでに行っているリスク評価のほか、国際がん研究機関(IARC)、FAO/WHO合同残留農薬専門家会議(JMPR)、FAO/WHO合同食品添加物専門家会議(JECFA)による評価も再吟味する。これらの評価は、新しい情報が再評価の妥当性を示唆している場合を除いて信頼するが、新しいデータの質については、どのようなリスク評価に使用する場合でもあらかじめ厳密に検討する。国際的な評価結果が活用できない場合には、ガイドライン値の導出に、審査付学術雑誌に掲載された論文、国による質の高い報告書、政府その他の利害関係者から提出された情報および限られているが未公開の専有データ(主として農薬の評価に関して)など、他のデータ源を利用する。

8.2.5 暫定ガイドライン値

暫定ガイドライン値の使用と指定の概略は、表8.3に示すとおりである。

閾値のない物質について、分析や浄水処理の技術が不十分なために、過剰生涯発がんリスク 10^{-5} の上限に相当する濃度が実現不可能な場合には、実行可能なレベルの暫定ガイドライン値(分析技術が不十分な場合をA、浄水処理技術が不十分な場合をTと指定)が勧告されている。

表8.3 暫定ガイドライン値の使用と指定

暫定ガイドラインが適用される状況	指定
健康に基づくガイドライン値の導出に当たり、科学的不確実性が高い場合	P
計算により求めたガイドライン値が、達成可能な分析定量レベルを下回っている場合	A (ガイドライン値は達成可能な定量レベルに設定されている)
計算により求めたガイドライン値が、実際の浄水処理技術で達成できるレベルを下回っている場合	T (ガイドライン値は実際の浄水処理の限界値に設定されている)
計算により求めたガイドライン値を、消毒の結果上回る可能性が高い場合	D (ガイドライン値は健康に基づいて設定されているが、飲料水の消毒は最優先しなければならない)

8.2.6 受容性に影響を及ぼす化学物質

健康上問題となる物質の中には、飲料水の臭味または外観に影響を与えるものがあり、それを理由に、健康影響が問題となる濃度よりもはるかに低い濃度であっても、その水が受け入れられないということがよくある。通常、そのような物質は日常的な監視には適さない。しかし、物質の中には、臭味によりそれを検出する能力が消費者毎に非常に異なるので、ガイドライン値よりもはるかに低い濃度でも飲料水の臭味を引き起こすかもしれないものがある。このような物質には、ファクトシートおよび健康に基づくガイドライン値(第12章参照)が通常の方法で提示されている。ファクトシートでは、健康に関わる濃度と飲料水としての受容性に関わる濃度との関係が説明されている。ガイドライン値の表中では、健康に基づくガイドライン値が「C」と指定されている。他の物質に関しては、問題が発生した場合に必要なとされる対応についての判断を支援するために、また場合によっては健康に対するリスクの可能性に関して、衛生官署や消費者に安心してもらうために、健康に基づくガイドライン値が必要かもしれない。

8.2.7 ガイドラインに含まれていない化学物質

本ガイドラインに含まれていない多くの化学物質については、WHOによる環境保健クライテリアモノグラフと国際簡潔評価文書 (www.who.int/pes/en/)、JMPR、JECFAおよびIARCが刊行している化学物質リスク評価報告書、米国環境保護庁などの各国による多くの文書など、いくつかの信頼できる情報源からさらに追加して情報を得ることができる。これらの情報源は本ガイドラインの策定に際して再検討しなかったが、内容は学術雑誌で精査されており、他の多くの化学物質の毒性情報が容易に得られるものとなっている。それらは、飲料水供給事業者や保健行政担当者が、何らかの化学物質が検出された場合にその重大さを判断し、適切な対応策を立案する上で有用である。

8.2.8 混在

飲料水供給における化学汚染物質は、他の多くの無機および有機成分と共存している。ガイドライン値はそれぞれの物質に対して個別に設定されており、共存する他の化合物との相互作用については特に考慮していない。物質間の相乗的相互作用は一般的に選択的で非常に限定的であり、特に飲料水中に通常みられる非常に低いレベルではそうである。大部分のガイドライン値は不確実性の幅を大きく取ってあるので、他の化学物質との相互作用があったとしても、それは十分に見込まれていると考えられる。さらに、大部分の汚染物質は、飲料水中にガイドライン値前後の濃度で継続的に存在することはないであろう。

多くの化学汚染物質は、その毒性メカニズムが相互に異なっているので、相互作用があると考えられる理由はない。しかし、類似の毒性メカニズムを持つ多くの汚染物質が、それぞれのガイドライン値前後のレベルで存在する可能性があるかもしれない。そのような場合には、地域の状況を考慮に入れつつ、適切な対応を判断するべきである。そうでないという証拠がない限り、これらの化合物の毒性影響は相加的なものと考えるのが適切である。

8.2.9 ガイドライン値の地域の状況への適合

世界の様々な地域の異なる発生源からの曝露の多様性に対応するために、多くの化学物質のガイドライン値の設定における飲料水に対する TDI の割り当てを決定ときには、一般的に 20% から 80% の間のデフォルト値が使われる。関連する曝露データを利用できる地域では、官署による地域の状況と条件に合わせたガイドライン値の策定が推奨される。例えば、ある特定の汚染物質について、飲料水からの摂取量が他の曝露源(例えば、空気および食品)からの摂取量よりずっと多いことが知られている地域では、より大きな比率の TDI を飲料水に割り当てて、その地域の条件により合ったガイドライン値を導き出すことが適切であろう。

世界の地域により、また季節により、また、特に消費者が暑い気候の下で肉体労働に従事している場合は、一日当たりの水の摂取は大きく異なるだろう。例えばフッ素の場合のように、地域の基準を設定する際には、一日当たりの水の消費量の地域ごとの調整が必要かもしれない。その他の多くの物質については、毒物学的不確実係数のより大きな範囲に比べ、飲料水摂取の範囲は非常に少ない(おそらく、2-4 倍の範囲)なので、そのような調整は不要である。

水中の揮発性物質は、シャワーや他の幅広い屋内活動を通して大気中に放出されるかもしれない。そのような状況下では、吸入が重要な曝露経路となるかもしれない。物質の中には、入浴中に皮ふを通して吸収されるものもあるかもしれないが、通常、これは主要な摂取源ではない。クロロホルムなどの特に揮発性の高い物質に対しては、補正係数は曝露を倍にするのとほぼ同等であり、それはガイドライン値導出の際に含まれる不確実性に対しては小さい。しかし、世界の地域によっては、家屋の換気量が非常に悪い所があり、定量評価に使われる他の不確実係数はこ

の不確実性を表しているかもしれないが、官署はガイドライン値を地方の状況に適合させるときに、吸入による曝露を考慮したほうがよい。そのような曝露が重大であると示された地域(例えば、高揮発性、低換気量、かつ高い頻度のシャワーや入浴)では、それに伴ってガイドライン値を調整することが適切であろう。

8.3 分析の達成度

上述のように、ガイドライン値は現実的に測定できないような濃度に設定されることはない。そのような状況のときには、暫定ガイドライン値が分析限界に相当する値に設定される。

本項および付録4は、読者がそれぞれの状況に合わせて適切な分析法を選択するのに助けとなるよう、手引きを示すことが目的である。危害因子の特定やリスク評価を実行する際、また化学物質汚染に関する水安全計画の検証や監査のために、一般的に、何らかの分析を行う必要がある。化学分析を実行する際に、適切な方法が使われていることを確実にするために適切な施設を利用できることが重要である。

水質分析の「標準」または「推奨」法として、様々なものが多くの国や国際機関によって公表されている。もしすべての試験機関が同じ分析法を使えば、適切な分析の正確さが達成できると考えられることが多い。種々の要因が結果の正確さに影響を与えることがあるため、実際には必ずしもそうでないことが経験によって明らかである。試薬の純度、装置の機種や性能、各試験機関における分析法の修正の程度、ならびに、分析者の熟練度や注意力などがその例である。これらの要因は試験機関ごとに異なり、また、個々の試験機関においても時間の経過とともに変化する。その上、ある特定の分析方法によって達成できる精度と正確さは、試料採取の妥当性や試料の特性(「マトリックス」)に左右されることが多い。標準法を用いることは必須ではないが、使用方法が有効であることを確認し、結果に基づいて重要な決定を下す前に、その精度と正確さが測定されていることが重要である。臭味、色度および濁度といった「不特定」変量項目の場合、結果はその方法に特有のものであり、データを他と比較する際にはこの点を考慮する必要がある。

分析法の選定に当たっては、次のような多くの点を考慮することが重要である。

- 最優先で考慮すべきことは、選んだ方法が必要な正確さを持つことが実証されていることである。迅速性や簡便性など他の要因については、この第一の基準を満たす方法の中から選ぶ際にのみ考慮すべきである。
- 分析を行う試験機関の専門性と丹念さが一番重要である。結果が信頼できるものであるために、彼らは監査可能な品質管理および品質保証の手順を使用しなければならない。外部認証が強く望まれる。
- すべての分析法が必然的に有する誤差を測定して報告する手順は、極めて多様で数多くのものがある。このことは、分析法選定の有効性をわかりにくくし、損なうものであり、そのため、

誤差評価の手順を標準化しようという提案がなされている。したがって、すべての分析法の詳細は、曖昧な点なく解釈できる作業性能の特徴とともに公表されることが望ましい。

- ある試験機関における分析結果を、他の試験機関の結果または標準値と比較する場合、それらは系統誤差を持たないことが明らかに望ましい。実際には、これは不可能であるが、それぞれの試験機関では、系統誤差が徹底的に評価され、容認できるほど小さいことが証明された方法を選定するべきである。

分析法について、その技術的な複雑さの程度に基づいて質的な順位付けを行った結果を、無機物質については表8.4に、有機物質については表8.5に示す。分析法が大きく異なるため、これらの化学物質はグループごとに分けている。順位の数字が大きくなるほど、装置または操作の面でプロセスがより複雑になる。一般に、順位の数字が大きくなるほど総費用も高くなる。

ガイドライン値が設定されている無機・有機物質の、検出限界に基づく分析による達成度を、発生源別に付録4に示す。

表 8.4 無機物質の分析法の複雑さの順位

順位	分析法
1	容量法、比色法
2	電極法
3	イオンクロマトグラフ法
4	高速液体クロマトグラフ法
5	フレイム原子吸光度法
6	電気加熱原子吸光度法
7	誘導結合プラズマ発光分光分析法
8	誘導結合プラズマ質量分析法

表 8.5 有機物質の分析法の複雑さの順位

順位	分析法
1	高速液体クロマトグラフ法
2	ガスクロマトグラフ法
3	ガスクロマトグラフー質量分析法
4	ヘッドスペースガスクロマトグラフー質量分析法
5	パーティックトラップガスクロマトグラフ法
	パーティックトラップガスクロマトグラフー質量分析法

水中の種々の化学物質の濃度を測定するために多種類のフィールドテストキットが利用可能である。これらは、一般的に飲料水質の運転監視と併せて法令遵守試験に使われている。フィールドテストキットは試験環境が整っていない場所で使える簡便さと、多くの場合比較的low価格で入手できるという利点があるが、分析の正確さは、表8.4および表8.5に示す方法に比べて一般に劣っている。しかし、適切に使えば、商用試験施設に比べ少ない費用で、公式な試験設定ではない

がさまざまな汚染の迅速な評価ができる価値ある道具となる。したがって、フィールドテストキットは、使用する前にその有効性を検討しておく必要がある。

表8.4および8.5に掲げる分析方法の簡単な説明は付録4で述べる。

8.4 浄水処理

上述のとおり、健康に基づくガイドライン値が実用可能な浄水処理で達成できない場合、ガイドライン値は暫定として指定され、浄水処理で問題なく達成可能な濃度に設定されている。

消費者に対し、処理後の飲料水の安全性と水質を改善するため、飲料水の集水、処理、貯留および配水において、多くの化学物質が意図的に添加される(直接添加)。さらに、水は常に配管、バルブ、給水栓およびタンクの表面と接しており、これら全てはさらなる化学物質を水中に加える可能性がある(間接添加)。浄水薬品または水と接触する材料に由来する化学物質については、8.5.4でより詳しく述べる。

表 8.6 浄水処理プロセスの技術的な複雑さおよびコストの順位

順位	処理プロセスの例
1	簡単な塩素処理 簡単なろ過(急速砂ろ過、緩速砂ろ過)
2	前塩素処理とろ過 曝気
3	薬品凝集 消毒副生成物制御のためのプロセス最適化
4	粒状活性炭処理 イオン交換
5	オゾン処理 促進酸化プロセス
6	膜処理

8.4.1 処理性能

処理性能は地域の条件や状況により異なる。飲料水供給システムのガイドライン値達成能力は、以下のような多くの要因に左右される。

- 原水中の化学物質濃度
- 飲料水システムを通して適用されている制御手段
- 原水の特長(地下水か地表水か、天然有機物または無機物質、および、濁度などの他の成分の存在)
- 既存の浄水処理プロセス

既存のシステムでガイドライン値が達成できない場合は、追加の浄水処理を検討するか、代替水源の確保が必要かもしれない。

ガイドライン値の達成に要するコストは、必要な追加処理やその他の制御手段の複雑さに左右される。個々のガイドライン値を達成するためのコストについて、一般的な定量的情報を提供することは難しい。処理コスト(資本および運転)は上記のような要因だけでなく、プラントの処理能力などに関わる事項、すなわち、現地の人件費、土木・設備工事費、薬品費および電力費、プラントの寿命などにも左右される。ガイドライン値は、長期的には、化学物質(化学肥料、農薬等)の使用の削減について土地利用者と合意するなどの、資本投資がより少ない処理不要な選択肢によって徐々に達成されるかもしれない。

技術的な複雑さに基づく処理プロセスの順位を表8.6に示す。順位の数字が大きくなるほど、プラントまたは運転面のプロセスがより複雑になる。一般に、順位の数字が大きくなるほどコストもまた高くなる。

付録5は、健康上重大な化学汚染物質の除去能力を有する処理プロセスをまとめたものである。付録5の表には、処理データがありガイドライン値が設定されている化学物質のみが発生源別に記載されている。

付録5のこれらの表は、既存の処理がどの程度ガイドラインの要求を満たしているか、どのような追加処理を導入する必要があるかを決定するために役立つ情報を示している。これらの情報は、主に室内実験、パイロットプラント調査、そして、少ないが浄水処理プロセスの実規模研究についての公表文献に基づいてとりまとめた。

結果は以下のとおりである。

- 概説している処理の多くは大規模処理場向けに設計されており、小規模処理場や個人用の施設には必ずしも適さない。その場合、事例ごとに技術の選択を行わなければならない。
- データは、試験機関の条件のもとで、あるいは、試験目的で注意深く制御されたプラントで得られたものであることが想定されるため、この情報はおそらく「最善の場合」である。
- 実際のプロセスの処理性能は、原水の化学物質濃度と原水の全般的な水質に左右されるであろう。例えば、塩素処理や、活性炭またはオゾン処理による有機物質および農薬の除去は、天然有機物の濃度が高い場合にはその機能が損なわれるであろう。
- 多くの汚染物質に対して、いくつかの異なる処理プロセスを適用することができ、その選択は、地域の事情を考慮して、技術的な複雑さやコストに基づいて行われるべきである。例えば、膜処理では多様な化学物質を除去することができるが、ほとんどの化学物質については、より簡単で安価な他のプロセスによる除去が効果的である。
- 望ましい水質目標を達成するために一連の単位プロセス(例えば、凝集、沈澱、ろ過、塩素処理)を組み合わせることが通例となっている。これらの個々の単位プロセスは、化学物質の除去に寄与する。特定の化学物質を除去するために複数のプロセスを組み合わせ(例えば、オゾン処理+粒状活性炭あるいは膜)使用すると、技術的かつ経済的に有利な場合がある。

- 処理プロセスの効果は、実際の原水を使用した室内試験やパイロットプラント試験を活用して評価するべきである。これらの試験は、汚染物質濃度およびプロセス処理性能の季節その他時間による変動を明らかにするために、十分な期間をかけて実施するべきである。
- これら処理技術の特性は推定であり包括的なものではないが、それぞれ示された化学物質を飲料水から除去する能力の優劣を表す技術の種類を示すために提供するものである。

表 8.6 にある種々の浄水処理プロセスの簡単な説明は付録 5 で述べる。

8.4.2 消毒副生成物のプロセス制御手段

すべての化学消毒剤は、健康影響が懸念される無機・有機消毒副生成物 (DBP) を生成させる。

塩素処理で、フミン質などの天然由来有機前駆物質の塩素化によって生成される主な DBP は、トリハロメタン (THM)、HAA、ハロケトンおよびハロアセトニトリルである。モノクロラミンの場合は、塩素と比較すると生成 THM 濃度は低いが、塩化シアンなど他の DBP が生成される。

塩素およびオゾン処理によって、臭化物イオンが酸化されて次亜ハロゲン酸となり、これが前駆物質と反応して臭素化 THM が生成される。アルデヒドやカルボン酸など他の DBP が生成されることもある。臭化物イオンの酸化によって生成される臭素酸イオンが特に懸念されている。臭素酸イオンは次亜塩素酸溶液中などにも存在することがあるが、一般にその濃度は、処理水中での濃度がガイドライン値に達しない程度の濃度である。

DBP 濃度を制御するに際しては、消毒効果が損なわれないこと、および、配水システム全体を通して適切な残留消毒剤濃度が維持されることが、この上なく重要である。

二酸化塩素を用いた場合の主な副生成物は、その避けられない分解生成物である亜塩素酸イオンと塩素酸イオンである。塩素酸イオンは、次亜塩素酸の劣化によっても生成される。

DBP 濃度を低減するために適用される主な方法は次のとおりである。

- プロセス条件の変更 (注入前の前駆物質の除去を含む)
- その原水で副生成物の生成量がより少ない別の化学消毒剤の使用
- 非化学的消毒の利用
- 配水前の DBP 除去

プロセス条件の変更

塩素処理による THM の生成量は、例えば凝集処理の導入や強化 (従来適用されているより高い凝集剤注入率または低い凝集 pH 値の採用) など、塩素と接触する前に前駆物質を除去することによって低減できる。DBP の生成量は、塩素注入率を下げることも低減できるが、その場合、消毒効果は確保しておかなければならない。

塩素処理時のpH値は、塩素化副生成物の構成に影響を与える。pHが低いと、THM濃度は低くなるが、代わりにHAAの生成量が増加する。逆にpHが高いと、HAAの生成量は減少するが、THMの生成量が増加する。

オゾン処理による臭素酸イオンの生成量は、臭化物イオンとオゾンの濃度、pHなど、いくつかの要因による影響を受ける。原水から臭化物イオンを除去することは現実的ではないし、また、条件によっては粒状活性炭ろ過が臭素酸イオンの除去に効果的であるという報告もあるが、一旦生成した臭素酸イオンを除去することは困難である。臭素酸イオンの生成量は、オゾン注入率の低減、接触時間の短縮、残留オゾン濃度の低減によって最小化できる。低pH(例えば、pH 6.5)で運転し、オゾン処理後にpHを上げることで臭素酸イオンの生成は抑制でき、また、アンモニアの添加も効果がある。過酸化水素の添加は、それが添加される場所と地域の処理条件により、臭素酸イオンの生成量を増加させる場合と減少させる場合がある。

消毒剤の変更

DBPのガイドライン値の達成は、消毒剤を変更することによっても可能である。これがどの程度まで可能かは、原水水質と既存の処理(例えば、前駆物質除去のための処理)による。

配水システム内でのTHMの生成や増加を抑制するためには、配水過程で二次消毒剤の残留を目的として加える塩素を、モノクロラミンに変えることが効果的な場合がある。モノクロラミンは、配水過程でより安定して残留するが、消毒効果は低く、一次消毒剤としては使うべきでない。

二酸化塩素には塩素のような残留性はないが、塩素およびオゾンによる消毒のいずれもの代替として考えることができる。二酸化塩素で主に懸念されるのは、二酸化塩素と、副生成物の亜塩素酸イオンおよび塩素酸イオンの残留濃度である。これには、二酸化塩素の注入率を浄水場で制御することによって対応できる。

非化学的消毒

紫外線(UV)照射や膜プロセスは、化学消毒の代替として考えられる。UVは、塩素処理に対し極めて耐性が高いクリプトスポリジウムの不活化に特に効果がある。いずれの方法も消毒の残留効果がないので、配水過程で防腐剤の働きをする塩素やモノクロラミンなど、持続性のある消毒剤を少量注入することが適切であると考えられる。

配水前の DBP の除去

配水前に DBP を除去することは技術的に可能である。しかし、これは DBP 濃度の制御の選択肢としては最も魅力のないものである。DBP 制御の戦略としては、水源の制御、前駆物質除去、代替消毒剤の使用、および、エアストリッピング、活性炭、UV 照射ならびに促進酸化等の技術による DBP の除去がある。これらのプロセスは、微生物学的汚染に対する防御および配水内での消毒剤の残留濃度を確保するために、さらなる消毒の段階を必要とする。

8.4.3 腐食制御のための処理

腐食は、飲料水の処理および供給システム、水槽、管、弁、ならびに、ポンプに用いられる材料の部分的な溶解である。ある状況下では、水は全て腐食性を有する。腐食は、構造的な欠陥、漏水、能力の低下および化学的・微生物学的な水質の悪化を引き起こす恐れがある。管や継手などの内面腐食は、鉛、銅などの水中成分の濃度に直接影響する場合がある。したがって、腐食制御は、飲料水供給システムの安全管理においては重要な観点である。

腐食制御には、pHのほか、カルシウム、重炭酸イオン、炭酸イオンおよび溶存酸素の濃度など、多くのパラメータが関係する。その詳細な必要条件は、水質や配水システムに使用されている材料によって異なる。pHによって、腐食反応に関係するほとんどの金属種の溶解度と反応速度が制御される。特に金属表面における保護被膜の形成との関係が重要である。金属によっては、アルカリ度(炭酸および重炭酸)やカルシウム(硬度)も腐食速度に影響を与える。

腐食性の評価

水の腐食性の評価のために開発されているほとんどの指標は、炭酸カルシウムスケールを金属表面に堆積させる傾向がある水は腐食性が低いという仮定に基づいている。ランゲリア指数は水の実際のpHと「飽和pH」との差であり、「飽和pH」とは、同じアルカリ度およびカルシウム硬度の水が固体の炭酸カルシウムと平衡となるpHである。ランゲリア指数が正の水は、炭酸カルシウムスケールを堆積させる。

あらゆる材料に適用できる腐食指標はなく、腐食指標、特に炭酸カルシウムの飽和に関する指標は異なる結果をもたらす。炭酸カルシウムの飽和状態に関するパラメータは、厳密に言えば、炭酸カルシウム(カルサイト=方解石)スケールの堆積または溶解の傾向に関する指標で、水の「腐食性」の指標ではない。例えば、ランゲリア指数が負で腐食性のない水や、ランゲリア指数が正で腐食性のある水は多く存在する。それにもかかわらず、鉄管中にカルサイト保護「卵殻」スケールを付着させるという考えに基づく、腐食制御の飽和指標を使用した多くの事例が記録として残されている。一般に、高pH、高カルシウム濃度および高アルカリ度の水は腐食性が低く、このことがランゲリア指数が正であることと関連付けられる傾向がある。しかし、この炭酸カルシウムの沈殿指標は銅管システムに対しては、必ずしも腐食を予知するために有効とは言えない。重炭酸イ

オン濃度に対する塩化物イオンと硫酸イオンの合計濃度の比(ラーソン比)は、鑄鉄管や鋼管に対する水の腐食性を評価する際に有用である。これと同様の手法として、ターナー線図が、黄銅継手からの亜鉛の溶出を評価する際に用いられる。

腐食制御のための浄水処理

配水管網での腐食を制御するために最もよく利用される方法は、pH調整、アルカリ度または硬度の増加、または、ポリリン酸塩、ケイ酸塩およびオルトリン酸塩などの腐食防止剤の添加である。品質と最大注入率は、これらの浄水薬品の仕様に従うべきである。pH調整は重要な手法であるが、消毒など、水道技術の他の面における影響について常に配慮しなければならない。

すべてのパラメータについて望ましい値を達成することは、必ずしも可能ではない。例えば、硬水のpHはそれほど高くできないか、あるいははもしてきても、軟水化が起こる。軟水に石灰および二酸化炭素を適用することによって、カルシウム濃度とアルカリ度の両方を、炭酸カルシウムとして少なくとも40 mg/Lにまで増加させることができる。

浄水処理および配水システムによく使われる様々な材料の腐食に関するさらに詳しい情報は付録5に記載されている。

8.4.4 家庭での浄水処理

自然水中で健康影響が最も大きい化学物質は、一般的には自然由来の過剰のフッ素、硝酸イオン・亜硝酸イオンおよびヒ素である。

化学汚染物質を除去するために少量で適用できる、いくつかの市販の浄水処理技術が利用可能である。例えば、活性アルミナを用いた陰イオン交換や鉄を含んだ製品は過剰のフッ素濃度を効率的に低減する。骨炭もまたフッ素濃度を低減するために使用されてきた。ヒ素もまた、フッ素に対して用いられているのと同様な陰イオン交換プロセスにより除去される。下水汚染や農業排水により頻繁に発生する亜硝酸イオンおよび硝酸イオンについては、原水を汚染から守ることが最良の管理方法である。消毒によってより毒性の高い亜硝酸イオンは酸化され、硝酸イオンとなるが、それらを除去するのは難しい。加えて、消毒により水は衛生的になり、生後およそ3~6ヶ月までの乳児が過剰の硝酸イオン・亜硝酸イオンの曝露によって引き起こされるメトヘモグロビン血症のリスク因子である、胃腸感染症のリスクは低減する。

陽イオン交換による水の軟化は、高濃度のカルシウムまたはマグネシウムによる過剰の硬度を除去するために家庭で広く使われており、鉄やラジウムなどの金属も除去することができる。

合成有機物質および天然有機物質は粒状活性炭またはカーボンブロック技術で除去できる。汚染化学物質の種類やその水中の濃度に依存するが、処理システムの性能はいずれは失われてしまうので、十分管理し定期的に交換を行わなくてはならない。逆浸透技術はほとんどの有機・

無機物質の除去に対して一般に適用できるが、しかし、選択性がある場合があり、また低圧ユニットが少ない水量に使用された場合、非常に多量の水が浪費される。

8.5 個々の化学物質のガイドライン値(発生源別)

8.5.1 自然由来の化学物質

飲料水中の自然由来の化学物質には、多くの発生源がある。すべての自然水は、ある範囲の無機および有機物質を含んでいる。前者は、水が岩石や土壌を浸潤したり、あるいは、その上を流れたりすることに由来する。後者は、植物成分の分解、あるいは、水中や堆積物上で繁殖する藻類およびその他の微生物に由来する。ガイドライン値が導き出されている、または、その検討の対象となった自然由来の化学物質の大部分は無機物質である。唯一の有機物質は、シアノバクテリアまたは藍藻類によって産生される毒素マイクロシチン-LRである。シアノバクテリア(11.5も参照)は湖、貯水池、沼および緩流河川で広く存在する。その多くの種類は、健康影響が懸念される、毒素、すなわち「シアトキシン」を産生することが知られている。シアトキシンの構造は多様で、細胞中に、または、水中に放出された状態で検出される。すでに知られているシアトキシン(マイクロシチンなど、同一種で異なる構造の同族体を含む)の毒性は多様であり、そして、まだ知られていない毒素が多くある可能性が高い、このため、水の華の制御が制御の選択肢としては望ましい。

自然由来の化学物質に対するアプローチは、その特性や発生源により様々である。岩石や堆積物に由来する無機汚染物質に関して重要なのは、その水源が使用に適しているかどうか、または、その汚染物質を微生物学的汚染物質と併せて除去するために浄水処理する必要があるかどうかを判断するために、水源をスクリーニングすることである。多数の水源が利用可能な場合、汚染度の高い水を、汚染度のずっと低い水で希釈・混合することによって、望ましい結果が得られることがある。

最も重要な化学汚染物質(すなわち、飲料水を通した曝露により健康に悪影響をもたらすことが証明されているもの)の多くは自然由来の化学物質に分類される。自然由来の化学物質の中には、他に主要な発生源を持つものがあり、そのため、これらについては本章の別の部分で述べる。

表8.7に示す自然由来の化学物質については、表中に記した理由によりガイドライン値は設定されていない。これらの物質のファクトシートについては第12章で述べる。

表8.8に示す自然由来の化学物質は、一定の基準を満たしており、ガイドライン値が設定されている。これらの物質のファクトシートについては第12章で述べる。

表 8.7 自然由来の化学物質でガイドライン値が設定されていないもの

化学物質	ガイドライン値が設定されていない理由	備考
臭化物イオン	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。	
塩化物イオン	飲料水中に見られるレベルでは健康影響はない。	飲料水としての受容性に影響を及ぼすことがある(第10章参照)
硬度	飲料水中に見られるレベルでは健康影響はない。	飲料水としての受容性に影響を及ぼすことがある(第10章参照)
硫化水素	飲料水中に見られるレベルでは健康影響はない。	飲料水としての受容性に影響を及ぼすことがある(第10章参照)
鉄	飲料水中で受容性の問題を起こすレベルでは健康影響はない。	飲料水としての受容性に影響を及ぼすことがある(第10章参照)
マンガン	飲料水中で受容性の問題を起こすレベルでは健康影響はない。	飲料水としての受容性に影響を及ぼすことがある(第10章参照)
モリブデン	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。	
pH	飲料水中に見られるレベルでは健康影響はない。	運転上の重要な水質パラメータ
カリウム	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。	
ナトリウム	飲料水中に見られるレベルでは健康影響はない。	飲料水としての受容性に影響を及ぼすことがある(第10章参照)
硫酸イオン	飲料水中に見られるレベルでは健康影響はない。	飲料水としての受容性に影響を及ぼすことがある(第10章参照)
溶解性物質	飲料水中に見られるレベルでは健康影響はない。	飲料水としての受容性に影響を及ぼすことがある(第10章参照)

表 8.8 自然由来の化学物質で飲料水において健康上重大なもののガイドライン値

化学物質	ガイドライン値		備考
	μg/L	mg/L	
無機物質			
ヒ素	10 (A,T)	0.01 (A,T)	
バリウム	700	0.7	
ホウ素	2400	2.4	
クロム	50 (P)	0.05 (P)	総クロムとして
フッ素	1500	1.5	国の基準を設定する際には、飲料水摂取量と他の曝露源からの摂取を考慮するべきである。
セレン	40 (P)	0.04 (P)	
ウラン	30 (P)	0.03 (P)	ウランの化学物質としての観点のみに対して
有機物質			
マイクロシチン-LR	1 (P)	0.001 (P)	総マイクロシチン-LR として(遊離および細胞内に存在するものの和)

A、暫定ガイドライン値。算出されたガイドライン値が、定量可能な濃度レベル以下である。P、暫定ガイドライン値。健康データベースに不確実性がある。T、暫定ガイドライン値。算出されたガイドライン値が、実際の浄水処理方法や水源保護などによって達成できるレベル以下である。

8.5.2 産業発生源および市街地に由来する化学物質

産業発生源からの化学物質は、その化学物質を含む材料や製品の使用と廃棄に伴い、排水から直接的に、または、分散した発生源から間接的に飲料水に到達する。場合によっては、その不適切な取り扱いや廃棄が汚染につながることもある(例えば、地下水に到達するグリース剤)。

これらのうち一部の化学物質、特に無機物質は、自然汚染の結果であることもあるが、鉱業など、排水パターンに変化をもたらす産業活動の副産物であることもある。これらの化学物質の多くは、市街地の小規模な作業場で使用され、特に類似する業種の作業場が集団で立地する地区は、深刻な汚染源となることがある。石油は市街地で広く使用されており、その不適切な取り扱いや廃棄は、地表水および地下水の重大な汚染につながる。プラスチック管が使用されている場合、油が浸潤した土の中に埋設されている管を通して、石油に含まれている低分子芳香族化合物が侵入し、地域の水供給の汚染を招くという事態が時々発生している。

一般の家庭用化学物質が廃棄された結果として、数多くの化学物質が水に到達する。特に多くの重金属類が家庭排水から検出されることがある。排水処理が行なわれているところでは、普通はこれらの重金属は汚泥に移行して分離されるであろう。産業用の用途のほか家庭用品の材料としても広く使用されている化学物質(例えば、フタル酸ジ-2-エチルヘキシル)は、環境中で広く検出されており、これらは、通常は低濃度であるが水源において検出されることがある。

産業発生源または市街地に由来して飲料水に到達する化学物質のうちいくつかは、他にも主要な発生源があるため、本章の別の箇所でも述べる。便所や腐敗槽が十分に設置されていない地域では、飲料水源の硝酸イオンによる汚染の恐れがある(8.5.3参照)。

産業活動や人の居住に由来する化学物質汚染の可能性を明らかにするためには、集水域における活動と、特定の汚染物質が水源に達するリスクについて評価する必要がある。これらの汚染物質に対処するための主要なアプローチは、優良作業の推奨による汚染防止である。しかし、汚染が現に認められている場合には、浄水処理の導入を検討することが必要であろう。

表8.9に示す化学物質については、表に記した理由によりガイドライン値は設定されていない。これらの物質のファクトシートは第12章で述べる。

表 8.9 産業発生源および市街地に由来する化学物質でガイドライン値が設定されていないもの

化学物質	ガイドライン値が設定されていない理由
ベリリウム	健康影響となる濃度で飲料水中に見つかることはまれである。
シアン	水源への流出などの非常事態を除き、飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。
1,3-ジクロロベンゼン	健康に基づくガイドライン値の導出に十分なデータがない。
1,1-ジクロロエタン	健康に基づくガイドライン値の導出に十分なデータがない。
1,1-ジクロロエテン	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。
アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。
ヘキサクロロベンゼン	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。
メチル- <i>t</i> -ブチルエーテル	導出されるいかなるガイドラインも、臭気によりメチル- <i>t</i> -ブチルエーテルが感知される濃度よりはるかに高い。

表 8.9(続き)

化学物質	ガイドライン値が設定されていない理由
モノクロロベンゼン	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低く、しかも、健康に基づく値は、報告されている臭味閾値の最小値よりはるかに高い。
ニトロベンゼン	健康影響となる濃度で飲料水中に見つかることはまれである。
石油製品	特に短期曝露においては、ほとんどの場合、臭味は健康影響となる濃度より低い値で感知される。
トリクロロベンゼン (総量)	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低く、しかも、健康に基づく値は、報告されている臭気閾値の最小値よりはるかに高い。
1,1,1-トリクロロエタン	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。

表8.10に示す化学物質は一定の基準を満たしており、ガイドライン値が設定されている。これらの物質のファクトシートは第12章で述べる。

表 8.10 産業発生源および市街地に由来する化学物質で飲料水において健康上重大なものガイドライン値

化学物質	ガイドライン値		備考
	$\mu\text{g/L}$	mg/L	
無機物質			
カドミウム	3	0.003	
水銀	6	0.006	無機水銀
有機物質			
ベンゼン	10 ^a	0.01 ^a	
四塩化炭素	4	0.004	
1,2-ジクロロベンゼン	1000 (C)	1 (C)	
1,4-ジクロロベンゼン	300 (C)	0.3 (C)	
1,2-ジクロロエタン	30 ^a	0.03 ^a	
1,2-ジクロロエチレン	50	0.05	
ジクロロメタン	20	0.02	
フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	8	0.008	
1,4-ジオキサン	50 ^a	0.05 ^a	線形多段階モデルと TDI アプローチを用いて導出 遊離酸に適用
エチレンジアミン四酢酸	600	0.6	
エチルベンゼン	300 (C)	0.3(C)	
ヘキサクロロブタジエン	0.6	0.0006	
ニトリロ三酢酸	200	0.2	
ペンタクロロフェノール	9 ^(P)	0.009 ^(P)	
スチレン	20 (C)	0.02(C)	
テトラクロロエチレン	40	0.04	
トルエン	700 (C)	0.7(C)	
トリクロロエチレン	20 (P)	0.02 (P)	
キシレン	500 (C)	0.5 (C)	

C、その物質の濃度が健康に基づくガイドライン値以下であっても、水の外観や臭味に影響があり、消費者による苦情がもたらされることがある。

P、暫定ガイドライン値。健康データベースの不確実性がある。

a. 閾値のない物質についてのガイドライン値は、過剰生涯発がんリスク 10⁻⁶(その物質をガイドライン値と同じ濃度で含む飲料水を、70年間摂取し続けることにより、10万人に1人ががんになることを意味する)の上限に相当する飲料水中の濃度である。過剰生涯発がんリスク 10⁻⁴および 10⁻⁶の推定上限に相当する濃度は、それぞれ、ガイドライン値に 10を掛けること、および、ガイドライン値を 10で割ることによって求めることができる。

8.5.3 農業活動に由来する化学物質

化学物質は作物の生産や動物の飼育に使用される。硝酸イオンは、耕作の結果、植物の分解、無機または有機肥料の過剰散布および畜産汚泥に由来する硝酸塩を、作物が吸収して成長しないときに存在する。農業に由来する化学物質のほとんどは農薬であるが、その存在は多くの要因に左右され、しかも、あらゆる農薬があらゆる状況や気候のもとで使用されるとは限らない。汚染は、散布とその後の降雨による移動、または、不適切な処分法の結果として生じる。

ある種の農薬は、道路や鉄道線路の雑草の制御など、農業以外の目的にも使用される。これらの農薬もここでは対象としている。

表8.11に示す化学物質については、飲料水中における存在もしくは存在の信憑性に関する文献レビューの結果、飲料水中に存在しないという証拠が示されているので、ガイドライン値の導出から除外されている。

表 8.11 農業活動由来の化学物質でガイドライン値の導出から除外されたもの

化学物質	除外された理由
アミラズ	環境中で速やかに分解され、飲料水中に測定可能な濃度で存在することは考えられない。
クロロベンジレート	飲料水中での存在は考えられない。
クロロタロニル	飲料水中での存在は考えられない。
シベルメトリン	飲料水中での存在は考えられない。
デルタメトリン	飲料水中での存在は考えられない。
ダイアジノン	飲料水中での存在は考えられない。
ジノセブ	飲料水中での存在は考えられない。
エチレンチオ尿素	飲料水中での存在は考えられない。
フェナミフォス	飲料水中での存在は考えられない。
ホルモチオン	飲料水中での存在は考えられない。
ヘキサクロロシクロヘキサン (異性体の混合物)	飲料水中での存在は考えられない。
MCPB ^a	飲料水中での存在は考えられない。
メタミドホス	飲料水中での存在は考えられない。
メソミル	飲料水中での存在は考えられない。
マイレックス	飲料水中での存在は考えられない。
モノクロトホス	多くの国で使用されておらず、飲料水中での存在は考えられない。
オキサミル	飲料水中での存在は考えられない。
フォレート	飲料水中での存在は考えられない。
プロポキスル	飲料水中での存在は考えられない。
ピリデート	残留性がなく、飲料水ではまれにしか検出されない。
ピリプロキシフェン	飲料水中での存在は考えられない ^b 。
キントゼン	飲料水中での存在は考えられない。
トキサフェン	飲料水中での存在は考えられない。
トリアゾホス	飲料水中での存在は考えられない。
トリブチルスズオキシサイド	飲料水中での存在は考えられない。
トリクロロホン	飲料水中での存在は考えられない。

^a 4-(4-クロロ-*o*-トリルオキシ)酪酸

^b 公衆衛生のために幼虫駆除剤としてピリプロキシフェンを使うことについては、8.6 でさらに述べる。

表8.12に示す化学物質については、表に記した理由によりガイドライン値は設定されていない。これらの物質のファクトシートについては第12章で述べる。

表8.13に示す化学物質は一定の基準を満たしており、ガイドライン値が設定されている。これらの物質のファクトシートについては第12章で述べる。

表 8.12 農業活動由来の化学物質でガイドライン値が設定されていないもの

化学物質	ガイドライン値が設定されていない理由
アンモニア	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。
ベンタゾン	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。
カルバリル	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。
1,3-ジクロロプロパン	健康に基づくガイドライン値の導出に十分なデータがない。
ジクワット	池、湖および灌漑水路に繁殖する浮上植物や沈水植物の制御のための除草剤として使用されることがあるが、飲料水中ではまれにしか検出されない。
エンドスルファン	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。
フェニトロチオン	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。
グリホサートおよび AMPA ^a	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。
ヘプタクロールおよびヘプタクロールエポキシド	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。
マラチオン	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。
メチルパラチオン	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。
パラチオン	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。
2-フェニルフェノールおよびそのナトリウム塩	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。
プロパニル	より毒性の強い代謝物に急速に変化する。元の化学物質プロパニルに対してガイドライン値を設定するのは不相当である。代謝物についてはガイドライン値の導出に十分なデータがない。

^a アミノメチルホスホン酸

表 8.13 農業活動由来の化学物質で飲料水において健康上重大なもののガイドライン値

化学物質	ガイドライン値		備考
	μg/L	mg/L	
農業以外			
硝酸イオン(NO ₃ ⁻ として)	50 000	50	短期曝露
亜硝酸イオン(NO ₂ ⁻ として)	3 000	3	短期曝露。第3版で示した亜硝酸イオンの慢性毒性に関する暫定ガイドライン値は保留とされ、亜硝酸イオンの内因性形成やヒトの唾液中濃度にまつわる著しい不確実性のためレビュー中。
農業に使用される農業			
アラクロール	20 ^a	0.02 ^a	
アルディカーブ	10	0.01	アルディカーブスルホキシドとアルディカーブスルホンに適用
アルドリノおよびデルドリノ	0.03	0.00003	アルドリノとデルドリノの和
アトラジンおよびそのクロロ-s-トリアジン代謝物	100	0.1	

表 8.13 (続き)

化学物質	ガイドライン値		備考
	$\mu\text{g/L}$	mg/L	
カルボフラン	7	0.07	
クロルデン	0.2	0.000 2	
クロロトルロン	30	0.03	
クロルピリホス	30	0.03	
シアナジン	0.6	0.0006	
2,4-D ^b	30	0.03	遊離酸に適用
2,4-DB ^c	90	0.09	
1,2-ジブromo-3-クロロプロパン	1 ^a	0.001 ^a	
1,2-ジブromoエタン	0.4 ^a (P)	0.000 4 ^a (P)	
1,2-ジクロロプロパン	40 (P)	0.04 (P)	
1,3-ジクロロプロペン	20 ^a	0.02 ^a	
ジクロロプロップ	100	0.1	
ジメエート	6	0.006	
エンドリン	0.6	0.0006	
フェノプロップ	9	0.009	
ヒドロキシアトラジン	200	0.2	アトラジン代謝物
イソプロツロン	9	0.009	
リンデン	2	0.002	
MCPA ^d	2	0.002	
メコプロップ	10	0.01	
メキシクロール	20	0.02	
メラクロール	10	0.01	
モリネート	6	0.006	
ペンディメタリン	20	0.02	
シマジン	2	0.002	
2,4,5-T ^e	9	0.009	
テルブチラジン	7	0.007	
トリフルラリン	20	0.02	

P、暫定ガイドライン値。健康データベースに不確実性がある。

^a 発がん物質と考えられる物質についてのガイドライン値は、過剰生涯発がんリスク 10^{-5} (その物質をガイドライン値と同じ濃度で含む飲料水を、70年間摂取し続けることにより、10万人に1人ががんになることを意味する)の上限に相当する飲料水中の濃度である。過剰生涯発がんリスク 10^{-4} および 10^{-6} の推定上限に相当する濃度は、それぞれ、ガイドライン値に10を掛けること、および、ガイドライン値を10で割ることによって求めることができる。

^b 2,4-ジクロロフェノキシ酢酸

^c 2,4-ジクロロフェノキシ酪酸

^d 4-(2-メチル-4-クロロフェノキシ)酢酸

^e 2,4,5-トリクロロフェノキシ酢酸

8.5.4 浄水薬品または飲料水と接触する材料に由来する化学物質

浄水薬品や水と接触する材料に由来する化学物質は、処理水中への汚染を引き起こす可能性がある。

物質の中には、処理の過程で水に意図的に添加されるものもあれば(直接添加)、処理水中に気付かずに残留しているものもある(例えば、塩、残留高分子凝集剤またはモノマー)。クロラミンや塩素などの残留消毒剤は意図的な添加物であり、その存在が便益につながる。DBP など、他のものは、消毒剤と水中に普通に存在する物質との化学反応によって生成される(表 8.14)。塩素処理による副生成物や他の DBP はスイミングプール中でも生成している可能性があり、そこで吸入や皮膚吸収による曝露はより重要な問題になるであろう(WHO,2006)。

表 8.14 消毒処理水中の消毒副生成物(IPCS (2000)に基づく)

消毒剤	重要な有機ハロゲン生成物	重要な無機生成物	重要な非ハロゲン生成物
塩素/ 次亜塩素酸 (次亜塩素 酸塩) 二酸化塩素	THM、HAA、ハロアセトニトリル、 抱水クロラール、クロロピクリン、 クロロフェノール、 <i>N</i> -クロラミン、ハ ロフラン、プロモヒドリ	塩素酸イオン(主として次亜塩 素酸塩使用時)	アルデヒド、シアノカルボン 酸、ベンゼン、カルボン酸、 <i>N</i> - ニトロジメチルアミン
クロラミン	ハロアセトニトリル、塩化シアン、 有機クロラミン、クロラミン酸、抱水 クロラール、ハロケトン	亜塩素酸イオン、塩素酸イオ ン 硝酸イオン、亜硝酸イオン、塩 素酸イオン、ヒドラジン	不明
オゾン	プロモホルム、モノプロモ酢酸、ジ プロモ酢酸、ジプロモアセトン、臭 化シアン	塩素酸イオン、ヨウ素酸イオ ン、臭素酸イオン、過酸化水 素、亜臭素酸イオン、エポキ シド、オゾンイオン	アルデヒド、ケトン、 <i>N</i> -ニトロジ メチルアミン
ジクロロイソ シアヌル酸 ナトリウム	塩素/次亜塩素酸(次亜塩素酸イ オン)に関する限り。		シアヌル酸

管や黄銅の給水栓からの鉛や銅、および塗装から浸出する化学物質などの、他の化学物質が、処理または配水の過程で表面と接触することによって溶出するかもしれない(間接または非意図的添加)。

一部の浄水薬品(例えば、アルミニウム)、または飲料水と接触する材料中の化学物質(例えば、スチレン)については、他に主要な発生源があるため、本章の他の箇所で詳細に記述する。

これら化学薬品の添加の多くは、直接・間接または非意図的を問わず、安全な飲料水を製造するプロセスの一部である。監視および管理についてのアプローチは、材料または浄水薬品の制御を通じて行うことが望ましい。浄水薬品の残留濃度を制御し、DBP の生成を制御するためには、浄水処理プロセスを最適化するとともに、それが最適な状態に保たれていることを確認することが重要である。粗悪な品質の材料に由来する非意図的な汚染を制御する最も良い方法は、処理水の品質に基準を設定するよりも、材料の組成そのものを管理する仕様を適用することであり、添加する浄水薬品の不適切な使用に由来する汚染は使用の手引きによって対応できる。同様に、管の品質に関する規制によって、溶出する可能性のある材料に由来する汚染の可能性を避けることができる。現場で行う塗装に由来する汚染の制御には、材料の組成に対する制御に加え、その適切な実地規則も必要となる。

世界中には、浄水薬品や飲料水に接触する材料に対する、国家、あるいは第三者による評価認証システムが数多く存在しているが、多くの国では、そのようなシステムを持たないか、運用していない。政府やその他の組織は、浄水薬品に関する管理システムの構築または適用、および、水に接触する製品の認可を決定するときに適用する、製品品質基準や使用に関するガイダンスを設定することを検討すべきである。理想的には、国家間での調和のとれた基準、または相互認識

によって、経費が削減され、そのような基準の利用が容易になる(1.2.9も参照)。

表 8.15 に示す化学物質については、表に記した理由によりガイドライン値は設定されていない。これらの物質のファクトシートについては第 12 章で述べる。

表 8.16 に示す化学物質は一定の基準を満たしており、ガイドライン値が設定されている。これらの物質のファクトシートは第 12 章で述べる。

表 8.15 浄水薬品または飲料水と接触する材料でガイドライン値が設定されていないもの

化学物質	ガイドライン値が設定されていない理由
消毒剤	
二酸化塩素	亜塩素酸イオンへ急速に分解する。二酸化塩素による毒性のおそれがあるとしても、亜塩素酸イオンの暫定ガイドライン値がそのことに対して保護する役割を果たしている。
ジクロロamin ヨウ素	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分になく、また、水の消毒を通じたヨウ素の生涯曝露は考えられない。
銀 トリクロロamin	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
消毒副生成物	
ブロモクロロ酢酸 ブロモクロロアセトニトリル 抱水クロラール クロロアセトン	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。 いかなるクロロアセトンについても、健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
2-クロロフェノール クロロピクリン 塩化シアン ジブロモ酢酸 2,4-ジクロロフェノール ホルムアルデヒド モノブロモ酢酸 MX ^a トリクロロアセトニトリル	健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。 健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。 飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。 飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。 健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
浄水薬品に由来する汚染	
アルミニウム	健康に基づく値として 0.9 mg/L を導出できるが、この値は、アルミニウム系凝集剤を使用している浄水場での凝集工程の最適条件における現実的なレベルを超える。大規模浄水場では 0.1 mg/L 以下、小規模浄水場では 0.2 mg/L 以下である。
管および継手に由来する汚染	
アスベスト ジアルキルスズ	経口摂取したアスベストが健康に有害であるという一貫した証拠はない。 いかなるジアルキルスズについても、健康に基づくガイドライン値の導出に利用できるデータが十分でない。
フルオランテン ^b 無機スズ 亜鉛	飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。 飲料水中の濃度は、健康影響となる濃度よりずっと低い。 飲料水中に見られるレベルでは健康影響はない。

^a 3-クロロ-4-ジクロロメチル-5-ヒドロキシ-2(5H)-フランソ

^b 多核芳香族炭化水素のファクトシートを参照

^c 飲料水の受容性に影響を及ぼすかもしれない(第 10 章を参照)

表 8.16 浄水薬品または飲料水と接触する材料について健康上重大な水質項目のガイドライン値

化学物質	ガイドライン値 ^a		備考
	μg/L	mg/L	
消毒剤			
塩素	5000 (C)	5 (C)	効果的な消毒のためには、pH <8.0 で少なくとも 30 分接触後の遊離残留塩素濃度が 0.5mg/L 以上であるべきである。残留塩素は配水システム全体で維持すべきである。給水地点での遊離残留塩素濃度は少なくとも 0.2mg/L であるべきである。
モノクロロミン	3000	3	
ジクロロイソシアヌル酸ナトリウム	50000	50	ジクロロイソシアヌル酸ナトリウムとして
	40000	40	シアヌル酸として
消毒副生成物			
臭素酸イオン	10 ^a (A,T)	0.01 ^a (A,T)	
ブロモジクロロメタン	60 ^a	0.06 ^a	
ブロモホルム	100	0.1	
塩素酸イオン	700 (D)	0.7 (D)	
亜塩素酸イオン	700 (D)	0.7 (D)	
クロロホルム	300	0.3	
ジブromoアセトニトリル	70	0.07	
ジブromoクロロメタン	100	0.1	
ジクロロ酢酸	50 ^a (D)	0.05 ^a (D)	
ジクロロアセトニトリル	20 (P)	0.02(P)	
モノクロロ酢酸	20	0.02	
<i>N</i> -ニトロソジメチルアミン	0.1	0.0001	
トリクロロ酢酸	200	0.2	
2,4,6-トリクロロフェノール	200 ^a (C)	0.2 ^a (C)	
トリハロメタン			ガイドライン値に対する個々の濃度の比の和が 1 を超えてはならない。
浄水薬品に由来する汚染			
アクリルアミド	0.5 ^a	0.0005 ^a	
エピクロロヒドリン	0.4 (P)	0.0004 (P)	
管および継手に由来する汚染			
アンチモン	20	0.02	
ベンゾ[<i>a</i>]ピレン	0.7 ^a	0.0007 ^a	
銅	2000	2	ガイドライン値以下であっても洗濯物や衛生用具にシミが付くことがある。
鉛	10(A,T)	0.01(A,T)	
ニッケル	70	0.07	
塩化ビニル	0.3 ^a	0.0003 ^a	

A、暫定ガイドライン値。算出されたガイドライン値が定量可能な濃度レベル以下である。C、その物質の濃度が健康に基づくガイドライン値以下であっても、水の外観や臭味に影響があり、消費者による苦情につながる可能性がある。D、暫定ガイドライン値。消毒によりガイドライン値を超えてしまうことがある。P、暫定ガイドライン値。健康に基づくデータベースに不確実性がよる。T、暫定ガイドライン値。算出されたガイドライン値が、浄水処理、水源の制御などにより達成できる濃度レベル以下である。

^a 発がん物質と考えられる物質についてのガイドライン値は、過剰生涯発がんリスク 10⁻⁵(その物質をガイドライン値と同じ濃度で含む飲料水を、70 年間摂取し続けることにより、10 万人に 1 人ががんになることを意味する)の上限に相当する飲料水中の濃度である。過剰生涯発がんリスク 10⁻⁴および 10⁻⁶の推定上限に相当する濃度は、それぞれ、ガイドライン値に 10 を掛けること、および、ガイドライン値を 10 で割ることによって求めることができる。

塩素処理副生成物監視のための指標物質

多くの塩素処理副生成物に対してガイドライン値は設定されているが、飲料水供給のデータによると、THM や HAA は主要な塩素処理副生成物の指標として十分である。塩素処理副生成物の最も効果的な制御方法は、主に自然由来である、有機前駆物質を除去することである。THM、そして、もし妥当であれば HAA (例えば、水が低 pH で塩素処理されている場合) の測定は、処理効率の最適化、および、処理性能の監視に使用可能な他の運転パラメータの境界条件の設定のために使うことができる。そうすれば、他の塩素処理副生成物の監視頻度を下げることができる。全有機ハロゲンには THM にも HAA とも十分な相関は認められていないが、それは全塩素処理副生成物の測定であり、運転目的に対するもう一つの指標となる可能性があるかもしれない。

いかなる状況下でも、塩素処理副生成物等の DBP のガイドライン値を満たすために、あるいはこれらの物質の濃度を下げするために、消毒効率を犠牲にすべきではない。

次亜塩素酸溶液の保管と製造による汚染

次亜塩素酸ナトリウム溶液はゆっくりと一温度が上がるとより速く一分解し、塩素酸イオンと亜塩素酸イオンを生成する。溶液が古くなり、有効塩素濃度が減少すると、望ましい残留塩素濃度を得るためには、さらに溶液を添加する必要があり、その結果、処理水中の塩素酸イオンおよび亜塩素酸イオンの濃度が上昇することになる。固形の次亜塩素酸カルシウムの分解は、はるかに遅く、したがってその汚染の可能性は低いと考えられる。しかし、次亜塩素酸カルシウム溶液を準備し、使用前に保管している場合には、塩素酸イオンと亜塩素酸イオンを生成する分解も起こる。

次亜塩素酸ナトリウムは水中に溶存している塩化ナトリウムを電気分解することで製造され、それには自然に低濃度の臭化ナトリウムが含まれる。この結果、次亜塩素酸ナトリウム溶液中に臭素酸イオンが存在し、臭素酸を処理水に加えることになる。次亜塩素酸ナトリウムの品質と基準は部分的には残留臭素酸の濃度の関数となる。工業用次亜塩素酸ナトリウムは飲料水用には適用できないかもしれない。また、次亜塩素酸溶液を現場で電気化学的に製造するシステムでは、塩化ナトリウム中に自然に存在する臭化ナトリウムが酸化され、臭素酸イオンが生成される。

オゾンおよび二酸化塩素の使用による汚染

オゾンを使用する場合、水中に存在する臭化物イオンの酸化により臭素酸イオンの濃度が上昇する可能性がある。一般原則として、水中の臭化物イオン濃度が高いほど、より多くの臭素酸イオンが生成される。

二酸化塩素を製造するために必要な反応との競合反応により、二酸化塩素溶液には塩素酸イオンが含まれる可能性がある。亜塩素酸イオンは、二酸化塩素を使用する限り避けられない分解生成物であり、通常、注入量の 60%~70% が処理水中では亜塩素酸イオンに変換される。

8.5.5 新規汚染化学物質

医薬品

医薬品は、これを使用する個人の排泄物、特に管理方法が定められていない医薬品の廃棄（例えば、医薬品をトイレに流す）、および、家畜糞の農業排水により下水から水源に混入する可能性がある。これらは、飲料水に混入する可能性があるため、公衆の新たな不安材料となっている。

水源における特定の種類の医薬品やその代謝物質は、社会的、文化的、技術的、そして、農業上の要因により国家間あるいは地域間で異なる可能性がある。都市部と農村部では、異なる使用パターンの結果として、これらの化学物質の実態や濃度に重要な違いがあるかもしれない。原水の地域的な物理的、化学的特性によって、医薬品の自然分解が影響を受け、それらの実態レベルに影響を与える可能性がある。

飲料水や水源での実態に関するデータのほとんどは、組織的なモニタリングによるものではなく、的を絞った調査の結果である。検出技術や検出方法の感度や精度の進歩により、飲料水、地表水および地下水中の ng/L ～数 $\mu\text{g/L}$ の濃度の範囲（しかし、多くは $0.1 \mu\text{g/L}$ 未満）の微量な医薬品の検出が可能となってきた。これら汚染物質は、下水処理場放流水、または管理が不十分な工場施設の排水処理水中により高い濃度で検出されている。

飲料水中の医薬品の濃度は、一般的に、治療で使われる最小量よりも桁違いに低い値である。したがって、飲料水中の各成分の曝露による人の健康への明らかな悪影響はほとんどないと考えられる。よって、本ガイドラインでは公式なガイドライン値は提案しない。

飲料水中の医薬品濃度を低減するために、飲料水中の医薬品の日常的モニタリング、および追加もしくは特殊な浄水処理は必要とはされていない。しかし、地域の状況により、飲料水中の医薬品の濃度が上昇している可能性が示された場合、曝露の可能性を評価するために、影響を受けた水源の研究モニタリングや調査を行うことはできる。その場合、これらの調査は、質が保証され、かつ地域にとって重要な医薬品、つまり、日常的に処方され、使用されている、または地域で製造されている医薬品、を対象に行うべきである。リスク評価に基づいて、飲料水からの曝露によるリスクの可能性を評価するためのスクリーニング値を策定することができ、また、水安全計画の観点での制御対策の可能性についての検討もできる。モニタリングプログラムを実施する際の現実的な難しさとしては、標準のサンプリング方法や分析方法の不足、高コスト、および、存在している可能性がある様々な医薬品を検出するために必要な技術が入手しにくいことが挙げられる。

医薬品の効果的な処理は、各成分の物理化学的特性に依存する。一般的に、これら成分の50%は従来の処理プロセス（凝集、ろ過、およびクロロミン処理）により除去可能で、さらに、オゾン、促進酸化、活性炭、ナノろ過、および、逆浸透などの高度処理により、さらに高い除去率を達成できる。

合理的な医薬品の使用や、環境への廃棄や放出を削減するための処方者や公衆の教育など

の予防対策によって、人への曝露を低減できる可能性がある。

8.6 公衆衛生上の目的で水に使われる農薬

疾病(例えば、デング熱)媒介昆虫の制御は多くの国で非常に重要であり、特に蚊などの媒介生物が飲料水の保存や採取に使用する容器で繁殖する場合がある。媒介生物がこれらの容器に侵入し、そこで繁殖することを防ぐための対策を講じるべきであるが、それは常に可能であるとも、十分に効果的であるとも限らず、場合によっては蚊幼虫駆除剤の使用が薦められる可能性がある。

WHOPEP は公衆衛生のために使用される農薬の評価を行う。現在、7種の殺幼虫剤成分(ジフルベンズロン、メトプレン、ノバルロン、ピリモホスメチル、ピリプロキシフェン、スピノサド、および、テメホス)と細菌性幼虫駆除剤(*Bacillus thuringiensis israelensis*)について、容器内での蚊の繁殖の制御に対し、WHOPEP が評価を完了し、リスト化している。

媒介生物駆除のために使われる農薬のガイドライン値を設定することは適切ではないが、それらの使用時の安全性に関する情報を提供することは重要である。飲料水中の媒介生物駆除のために使われる農薬製剤は、最終製品を作る際に用いる成分や不活性成分を考慮し、ラベルに記載されている推奨事項に厳格に従うべきであり、国内当局により係る用途に対して承認されたものに限るべきである。本ガイドラインにおいて媒介生物駆除農薬を評価する場合、評価は、潜在的な曝露量とADIとの比較によって行われる。しかし、ADIの超過は必ずしも健康への悪影響につながることを意味するものではない。媒介生物による病気の拡大は罹患率や死亡率への著しい原因となる。したがって、飲料水を介した殺虫剤の摂取と病気を媒介する昆虫の制御の適切なバランスを達成することが重要である。総曝露量と全ての幼虫駆除剤の濃度をWHOPEPの勧告値以下に、そして、効用に見合う限りできるだけ低く維持するために、あらゆる取り組みを行うべきであることが強調される。

加盟国は、その広範の媒介生物駆除戦略の一環として幼虫駆除剤の使用を検討すべきである。幼虫駆除剤の使用は、殺虫剤による幼虫駆除のみへの依存だけでなく、他の環境管理対策や社会的行動の変化を含む、家庭での水保存および廃棄物管理の総合管理計画の一部であるべきである。にもかかわらず、より正確な曝露量評価を行うために、現場の条件でのこれらの物質の曝露に関する実際のデータを得ることは価値がある。

病気を媒介する昆虫を制御するために、飲料水への適用が認められた幼虫駆除剤を使用するとともに、他の制御対策もまた検討すべきである。例えば、水域に適切な種類の魚介(例えば、ボウフラを食べるカダヤシや捕食性のカイアシ類)を放流することにより、これら水域における、蚊の発生や繁殖を十分制御できるかもしれない。取水場所の蚊の他の繁殖地点については、特に降雨後の排水により管理すべきである。

ガイドライン値が導出されていない、公衆衛生のために使われるこれらの農薬を表8.17に示す。

ジクロロジフェニルトリクロロエタン (DDT) は過去に公衆衛生のために使われてきた。DDT は、マラリアを媒介する蚊を制御するために、複数の地域で再び導入されている (しかし、水には適用されていない)。そのガイドライン値を表 8.18 に示す。剤型および用量についての概要を、対応する曝露量とともに表 8.19 に示す。

本ガイドラインで検討する全ての幼虫駆除剤についてのファクトシートは第 12 章で述べる。

表 8.17 公衆衛生の目的で使用される農薬でガイドライン値が設定されていないもの

農薬	ガイドライン値が設定されていない理由
<i>Bacillus thuringiensis israelensis</i> (Bti)	飲料水中の媒介生物駆除に使用する農薬について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。
ジフルベンズロン	飲料水中の媒介生物駆除に使用する農薬について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。
メトプレン	飲料水中の媒介生物駆除に使用する農薬について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。
ノバルロン	飲料水中の媒介生物駆除に使用する農薬について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。
ペルメトリン	ヒトの病気を媒介するボウフラ駆除に対して、全てのピレスロイド類の使用を除外するというWHOの政策の一環として、飲料水への直接添加は推奨されない。
ピリミホスメチル	飲料水中の媒介生物駆除の使用には推奨されない。
ピリプロキシフェン	飲料水中の媒介生物駆除に使用する農薬について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。
スピノサド	飲料水中の媒介生物駆除に使用する農薬について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。
テメホス	飲料水中の媒介生物駆除に使用する農薬について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。

表 8.18 公衆衛生上の目的で以前に水に使用され、かつ飲料水において健康上重大な農薬もののガイドライン値

以前に公衆衛生の目的で使用された農薬 ^a	ガイドライン値	
	μg/L	mg/L
DDT およびその代謝物	1	0.001

8.7 化学物質による水質問題や緊急事態に対応する際の地域活動の特定

飲料水供給において、それが事故または故意によるかに関わらず、化学物質が大規模な汚染を引き起こした緊急事態に関して総合的なガイダンスを提供することは困難である。本ガイドラインで推奨されるガイドライン値 (8.5 および付録 3 を参照) のほとんどは、生涯を通しての耐容量に関する曝露レベルに関係している。急性毒性作用を検討すべき化学物質は限定される。ガイドライン値をはるかに超える化学物質に曝露したとき、どのくらいの時間曝露すれば健康に悪影響を受けるかは、汚染物質ごとで異なる要因に依存する。緊急事態では、公衆衛生官署が適切な対応について助言すべきである。

表 8.19 容器に生息するボウフラの制御のための WHO 推奨化合物および剤型^a

殺虫剤	剤型	用量(mg/l) ^b	ADI (mg/kg bw)	曝露量 (mg/kg bw) ^c	飲料水への使用
<i>Bacillus thuringiensis israelensis</i> (Bti) ^d	WG	1-5	—	成人: 0.17 小児: 0.5 乳児: 0.75	推奨用量で使用可能。
ジフルベンズロン	DT, GR, WP	0.02-0.25	0-0.02	成人: 0.008 小児: 0.025 ^e 乳児: 0.0375 ^e	推奨用量で使用可能。
メトプレン	EC	1	0-0.09	成人: 0.033 小児: 0.1 ^e 乳児: 0.15 ^e	推奨用量で使用可能。
ノバルロン	EC	0.01-0.05	0-0.01	成人: 0.0017 小児: 0.005 乳児: 0.0075	推奨用量で使用可能。
ピリモホスメチル	EC	1	0-0.03	成人: 0.033 小児: 0.1 ^e 乳児: 0.15 ^e	飲料水への直接適用は推奨しない。
ピリプロキシフェン	GR	0.01	0-0.1	成人: 0.000 33 小児: 0.001 乳児: 0.0015	推奨用量で使用可能。
スピノサド	DT, GR, SC	0.1-0.5 ^f	0-0.02	成人: 0.0017 小児: 0.0052 乳児: 0.0078	推奨用量で使用可能。
テメホス	EC, GR	1	0.023 ^g	成人: 0.033 小児: 0.1 ^e 乳児: 0.15 ^e	推奨用量で使用可能。

bw, 体重; DT, 直接利用用錠剤; EC, 乳剤; GR, 粒剤; SC, 懸濁液; WG, 水和性顆粒剤; WP, 水和剤

^a 公衆衛生における農薬の使用に関する WHO の推奨は、それらの品質管理が WHO の仕様と関連付けられている場合に限り有効である。公衆衛生のための農薬に対する WHO の仕様は <http://who.int/whopes/quality/en> から入手可能である。殺虫剤を使用する場合、常にラベルに記載されている指示を守らなければならない。

^b 容器内で繁殖する蚊を制御する有効成分。

^c (a)一日当たり水を 2 リットル飲む体重 60kg の成人、(b)一日当たり水 1 リットルを飲む体重 10kg の小児、(c)一日当たり水 0.75 リットルを飲む体重 5kg の乳児に対する飲料水中の最大用量における曝露量。

^d Bti そのものは飲料水を通して人に対して有害となるとは考えられていない。

^e それが現実的な場合、適用後しばらくは、小さな小児や人工栄養乳児のための代替水源の使用について検討すべきである。しかし、ADI を超えたからといって必ずしも悪影響があるとは限らない。

^f スピノサド徐放製剤で実際に得られた最高濃度は約 52 μ g/L であった。

^g JMPR は、テメホスに対する ADI の設定の基礎とするためには、そのデータベースは頑強性が不十分であると判断したため、この値は ADI というよりむしろ TDI である。本ガイドラインの目的として、JMPR によって特定された重要な研究における経口摂取の NOAEL の最小値から TDI が算出されている。

出典: WHO/TDR (2009) を改変

ガイドライン値を超過しても、その結果が健康に対する重大なあるいはより高いリスクにならない場合もある。したがって、短期、長期に関わらず、ガイドライン値を超えて逸脱した場合、必ずしも、その水が消費に適さないということ意味しない。ガイドライン値を超えても公衆衛生に影響を与えない量や期間というものは、個々の物質によって異なり、適正な保健行政担当者が受容性の判断をする必要がある。しかし、超過することは次のことを示す信号と捉えるべきである。

- 最低限、必要に応じて改善措置をとることを念頭にその原因を調査する。
- 物質の飲料水以外の経路による摂取、その物質の毒性、悪影響の可能性ならびに性質、および改善策の現実性を考慮し、適切な対応についての助言を公衆衛生に責任を持つ官

署に相談する。

ガイドライン値を大きく超過する場合、またガイドライン値の超過が数日以上続く場合は、健康を守るための活動を行っていることを保証し、消費者が適切な行動をとれるように状況を知らせるために、迅速な対応をとることが必要であろう。

ガイドライン値の超過、または緊急事態の際の化学汚染物質に関する第一の目標は、有害濃度での汚染物質への大衆の曝露を防ぐことである。しかし、そのような状況下で本ガイドラインを適用する場合、適切な代替飲料水の供給が無い限り、十分な量の水の確保の優先度が高いということを考慮することが重要である。化学汚染物質が水源へ流出し、飲料水供給に侵入、または処理もしくは配水中に飲料水供給に混入した場合、第一の目標は水供給の使用を必要以上に妨げることなく、悪影響を最小限に抑えることである。

本ガイドラインのこの節は、特定の状況に係わるリスク評価を支援するために使用でき、また、一特に、ガイドライン値が存在し、または代替情報源からの正式なリスク評価が利用可能な場合において一、短期、中期の行動を適切に意思決定するのに役立つ。提案されたアプローチは、様々な官署間での議論や更なる行動をとる緊急性の判断の基本を提供する。

通常は、状況の個別のレビューが必要とされ、状況に見合った専門家を召集すべきである。代替水供給の利用可能性や食品などの他の経路からの汚染物質の曝露等を含む、地域の実情を考慮することは重要である。また、どの浄水処理が適用されているか、あるいは適用可能か、その浄水処理によって物質濃度が低減されるかを検討することも重要である。

汚染の性質が不明の場合、汚染物質を特定し、汚染物質が飲料水供給へ侵入することを防ぐためにどのような活動を行うべきかを決定し、大衆への曝露を最小限にすることで、悪影響の可能性を最小にするために、早急に専門家の意見を収集・検討すべきである。

水安全計画は、予測可能な事態および定義されない緊急事態の両方に対応する計画も含めるべきである。そのような計画は、事故が発生した時の迅速かつ適切な対応の手助けとなる(4.4 参照)。

微生物学的汚染と化学的汚染の両方を取り扱う、緊急事態への計画やガイドライン値を超える事故への対応計画の検討は 4.4 で考察する。緊急事態における活動に関するより幅広い考察は 6.7 で、微生物学的汚染に関しては 7.6 を参照のこと。

8.7.1 対策のきっかけ

対策のきっかけは次のようなものを含むであろう。

- 飲料水供給事業者による流出の検知、または飲料水供給事業者への流出の報告。
- 飲料水供給の脆弱な部分の近くにある、化学物質の入ったドラム缶などの品目の観察によってもたらされる警告
- 水中における物質の検出

- 浄水処理の急激な変化
- 消費者の苦情(例えば、臭味、または変色)

8.7.2 状況調査

事故は一つ一つ異なり、したがって、汚染物質は何か、その濃度はどの位か、もしガイドライン値を超えたとしたらどの程度超えたのか、そして、事故がどの程度継続するのかなどの事実に基づいて決定することが重要である。これらに対応活動を決めるときに重要である。

8.7.3 関係者の連携

いかなる緊急事態においても、様々な担当者間、特に水供給事業者および衛生官署との良好なコミュニケーションが重要であらう。衛生官署が最終決定をすることが一般的であるが、最適な決定を下すためには飲料水供給およびその性質に対する知識が非常に重要である。さらに、消費者との時宜を得た明瞭なコミュニケーションは、飲料水問題や緊急事態に上手く対応するためには非常に重要な要素である。

主要な官署との連携は 4.4 で考察する。ガイドライン値を超えるかまたは超えそうな状況、または人の健康に影響を与えそうなその他の状況を公衆衛生官署に伝え、公衆衛生官署が意思決定に関与することを確かなものとするは特に重要である。全ての消費者に周知徹底することが必要な事態、または一時的な飲料水の供給が適切な場合、民間当局もまた関与すべきである。これらの対応について計画することは水安全計画の策定の重要な部分である。早い段階から公衆衛生官署が関与することにより、彼らは専門家の情報を入手し、また適切な職員を準備することができる。

8.7.4 公衆への情報提供

マスメディアでの取り扱いや、自らの感覚により、または非公式な情報網を通じて、消費者はその飲料水の安全性に関する潜在的な問題を認識する可能性がある。飲料水または官署に対する信頼性の欠如により、消費者は、安全性がさらに低い可能性がある水源で代替しようとするかもしれない。消費者は、飲料水の安全性に関する情報について権利を有するだけでなく、自身の行動や家庭レベルで必要な対策を実行することにより、事故時に官署を支援するという重要な役割を有する。消費者から信頼され好意をもたれることは短期的にも長期的にも非常に重要である。

健康に関わる懸念、または、水の煮沸が必要かもしれないときなど、健康を守るための措置を適用するよう助言を公衆に周知する決定をする時は、かならず衛生官署が関与すべきである。このような指導は時宜を得、かつ明瞭である必要がある。

8.7.5 公衆衛生と個人に対する重要性の評価

ガイドライン値超過の重要性を評価する際は、次の事項を考慮すべきである。

- ・ ガイドライン値導出の根拠となった情報
- ・ 他の経路(例えば、食品)からの問題物質の地域的な曝露
- ・ 感受性の高いグループの存在
- ・ 流出の場合、化学物質が水源または飲料水供給に侵入することを防ぐための、地域に関連した防除対策

ガイドライン値導出の根拠となった情報

化学汚染物質のガイドライン値の導出に関する情報は 8.2 に述べられている。

ほとんどのガイドライン値は、TDI の計算、または既存の TDI もしくは ADI を用いて導出されている。そして、TDI または ADI の比率はその他の経路、特に食品からの曝露の許容度を決定するために飲料水に割り当てられる。この割り当て率はしばしば 20%とされているが、1%まで低くなったり、または 80%と高くなるかもしれない。多くの場合、地域での曝露源の可能性の検討により、飲料水以外の経路は想定より影響が少なく、また、総曝露量のより多くの割合を飲料水に安全に割り当てることができるかと判明する可能性がある。第 12 章のファクトシートや本ガイドライン (http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/#V) で取り上げる全ての化学物質の基礎資料では、懸念される化学物質の割り当て率とともに潜在的な発生源について、さらなる情報を提供している。これら化学物質に対して迅速な意思決定が必要な場合、さらなる実質的な検討に取り組んでいる短期間(例えば、数日間)について飲料水からの TDI を 100%に割り当てることは可能である。他の経路からの曝露が重大な場合、または曝露が数日以上に亘り継続しそうな場合、ガイドライン値導出の際に使われた割り当て率より多く割り当てることは可能であるが、100%を超えることはできない。

場合によっては、ガイドライン値はヒトの疫学的、または臨床学的研究により導出されている。多くの場合(例えば、ベンゼン、バリウム)、長期曝露と関係があり、ガイドライン値より高い濃度の短期曝露が重要な問題となることはなさそうであるが、専門家の意見を求めることは重要である。疫学研究から導出されたガイドライン値の他の場合では、関連した健康に対する影響は本質的に急性のものである。次のような例がある。

- ・ 硝酸イオン(50 mg/L)に対するガイドライン値は、人工栄養乳児のメトヘモグロビン血症、いわゆるブルーベビー症候群の発症率に基づいている。この結果は、このグループに対するリスクを著しく増加させる可能性のある微生物学的汚染と共存するため、複雑である。メトヘモグロビン血症は、飲料水中に糞便汚染が無い場合、硝酸イオンとの関連はまれであった。短期的措置として、硝酸イオンのレベルが 100 mg/L を超える場合、水を人工栄養乳児に対して使うべきでないが、硝酸イオン濃度が 50~100 mg/L で、その水の性質が既知で微生物学的に安全であることが確認されているとき、医療官署がさらに慎重に対応するならば、使用してもよいかもしれない。硝酸イオンのガイドライン値は特定の脆弱なグループ(例えば、人工

栄養乳児)に関連しており、したがって、この値は、より大きな小児や成人に対しては十分すぎるほど安全である。

- 銅のガイドライン値も短期曝露に基づいているが、濃度依存性の症状である、直接的な胃炎に対する防御を念頭に置いている。ガイドライン値を超過しても差し支えないが、濃度がガイドライン値を超えて増加するにつれて、消費者が胃腸刺激を患うリスクが増大するであろう。このような炎症の発症は、曝露人口に対して評価される。

場合によっては、ガイドライン値は実験動物の研究により得られた、がんリスクの推定値から導出されている。この場合、短期曝露(数ヶ月から1年)においては、ガイドライン値の10倍までの濃度では推定がんリスクの増加はほんのわずかである。リスクの推定は広い範囲で異なるため、リスクの上昇は無い、あるいは非常に小さいかもしれない。そのような場合、短い期間、ガイドライン値の10倍の値を受け入れたとしても、生涯にわたるリスクへの影響は認められない。しかし、神経毒性の様に短期曝露と関連するその他の毒性発現作用点が重要になるか否かを判断するために注意が必要であろう。

大量に使われ、一般的に、地表水の水源への流出の結果起こる緊急事態において頻繁にその原因とされる、少数の化学物質について、短期曝露の健康に基づく値を現在策定中である。これらの健康に基づく値の導出の方法については次に示す。

緊急時に使用するための健康に基づく値

短期曝露に関する健康に基づく値は、大量に使われ、一般的に、地表水の水源への流出の結果起こる緊急事態において頻繁にその原因とされるいかなる化学物質に対して導出することができる。JMPR は農薬に対して急性参照用量 (ARfD) を設定するための指針を提供している (Solecki ら, 2005)。これら ARfD は飲料水中の農薬に対する短期的な健康に基づく値を導出する際の根拠として使うことができ、また、一般的な指針は他の化学物質の ARfD を導出するために適用することができる。

ARfD は 24 時間以内の摂取では消費者に対して感知されるほどの健康リスクが認められない化学物質の量として定義され、通常は単位体重当たりで表される。慢性的な曝露に対する ADI や TDI の設定に適用できる科学的概念のほとんどは、同様に ARfD の設定に適用できる。単回、または 1 日の曝露に対して最も関連する毒性発現作用点を選択するべきである。農薬の ARfD については、可能性のある発現作用点として、血液毒性(メトヘモグロビン形成を含む)、免疫毒性、急性神経毒性、肝毒性または腎毒性(単回投与の研究または反復投与研究の初期にて観測される)、内分泌作用、および発達影響などが含まれる。これら発現作用点を決定してきた研究のうち、最も関連があり、または十分なものが(最も感受性の高い種、または最も脆弱性の高いグループの中で)選定され、NOAEL が設定される。そして、最小の NOAEL を有する最も関連性の高い

発現作用点が、ARfD の導出に使われる。不確実係数は実験動物のデータから平均的なヒトへの外挿や、ヒト個体群内の感受性の変動を考慮するために使われる。そのような手順で導出された ARfD は、ARfD の 100%を飲料水に割り当てることで、健康に基づく値を設定するために使うことができる。

利用可能なデータセットでは懸念されている数多くの化学物質の急性毒性を正確に評価できない。適切な単回投与または短期間のデータが不足している場合、反復投与毒性研究による発現作用点を用いることができる。これは、より保守的なアプローチであり、健康に基づく値の導出の際に明記されるべきである。

物質が飲料水源へ流出した場合、汚染は 24 時間以上続くかもしれないが、通常は数日を超えることはない。この様な状況下では、反復投与毒性研究によるデータの利用は適切である。これらの研究で用いられる曝露期間は、しばしば数日よりはるかに長く、この点もまたより保守的なアプローチと言えよう。

迅速な対応が求められ、かつ ARfD (Jmpr が策定した ARfD については <http://www.who.int/ipcs/food/jmpr/en/index.html> を参照。米国環境保護庁が作成した飲料水中の汚染物質に関する短期の飲料水健康勧告濃度は <http://www.epa.gov/waterscience/criteria/drinking/> を参照)を設定するための適切なデータが入手できないが、問題となっている化学物質のガイドライン値が利用できる時、簡便で実際的なアプローチとして、飲料水に ADI または TDI に対するより高い比率を割り当てることもある。ADI や TDI は生涯にわたる曝露からの保護を意図しているため、ADI または TDI の短期的なわずかの超過は健康上重要な問題とはならない。したがって、短期間、飲料水に対し ADI や TDI の 100%を割り当てることは可能である。

急性の短期曝露に対する健康に基づく値は、そのような緊急事態において消費者に重要なリスクを負わせることなく、いつ水の供給を続けることができるかという判断の基礎を提供する。しかし、実践できるなら常に曝露を最小にすることは重要である。水供給が途絶えると、公衆衛生に対するリスクを伴うこと、また、微生物学的に安全な飲料水の利用を確保するとともに、適切な衛生状態を維持することが大きな課題となることが認識されている。急性の短期曝露に対する健康に基づく値は、そのような緊急事態に汚染物質を含んだ水の供給するリスクと水を供給しないこととのリスクのバランスを決定する際の助けになる。

他の曝露経路からの懸念される物質の地域に関連した経路の評価

食品、および、それほどでもないにしても、大気やその他の環境を経由する物質の地域的な曝露に関する最も役立つ情報源は、一般的に食品や環境汚染を取り扱う政府機関である。その他の情報源として大学もある。特定のデータが無い場合、本ガイドラインの基礎資料では曝露源を検討し、化学物質の使用の可能性、およびそれが食物連鎖の中に侵入しそうかどうかについての地域の調査に使用できる一般的な評価を提供している。さらなる情報は、関連文書「飲料水の化

学的安全性 (Chemical safety of drinking-water)」(付録 1)から入手できる。

感受性の高い集団

場合によっては、それ以外の集団より、物質によるリスクが高い特定の集団が存在する場合がある。これは、一般的には、体重に比べ比較的の高い曝露(例えば、人工栄養乳児)または特定の感受性(例えば、胎児のヘモグロビンや硝酸イオン/亜硝酸イオン)に関連している。しかし、遺伝的特徴をもつ集団の中には、特定の毒性(例えば、グルコース 6-リン酸脱水素酵素欠損グループと赤血球に対する酸化ストレス)に対してより高い感受性を示すことがある場合がある。事故における飲料水からの潜在的曝露が ADI もしくは TDI より高いか、または曝露が数日を超えて続きそうな場合、衛生官署とともにこの点について検討する必要がある。そのような状況では、人工栄養乳児にボトル水を提供するなど、懸念される特定の集団の曝露を避けるための対応に焦点を絞ることも可能である。

リスク評価に影響を与える特定の緩和措置

そのような措置は、特定の汚染物質の存在に影響を与える可能性のある、地域または家庭単位で行う行動に関連している。例えば、揮発性や易熱性(熱に不安定な性質)の物質の存在は、調理や飲料の準備のために水を加熱すると影響を受ける。曝露を受ける大衆が日常的にそのような対策をとるところでは、それに伴ってリスク評価を修正してもよいだろう。あるいは、曝露を低減し、中断することなく継続して水供給を利用できるようにするために、そのような措置を家庭単位で用いることができる。

8.7.6 適切な行動の決定

適切な行動を決定するということは、様々なリスクを天秤にかける必要があるということである。消費者への水供給を中断することは重要な段階であり、病原体とともに家庭内に貯留された飲料水の汚染に関連したリスク、および衛生や健康保護のための使用を制限することに関連したリスクにつながる可能性がある。「飲用禁止」という通知は、シャワーや入浴などの衛生目的の水供給の使用は許されるかもしれないが、飲用や調理用の安全な代替品を提供するように消費者や官署に圧力をかけることになる。場合によっては、この選択肢は費用が掛かり、他のより重要な問題のための資源を転用することになるかもしれない。適切な行動は、常に、消費者への情報提供、代替供給の配達、または給水車やタンク車からの水の収集の監督に参加する必要があるかもしれない。衛生保護官署や民間当局などの他の当局とともにケースバイケースで判断されるであろう。化学汚染物質による健康への潜在的なリスクに対応することによって、供給の中断、微生物学的汚染物質、または他の化学汚染物質による総合的な健康リスクの増大を招くことがあってはならない。

8.7.7 消費者の受容性

緊急時に、通常求められるより高い濃度の物質を含む水を供給することは、健康に対し過度なリスクとならないとしても、その水は消費者に受け入れられないかもしれない。流出の結果、飲料水供給を汚染する可能性のある多くの物質は、異臭味についても深刻な問題を引き起こす可能性がある。その場合、飲料水は非常に受け入れがたいものとなり、水は飲めないものとされ、または健康に対してより高いリスクがあるかもしれない代替飲料水源に消費者を向けることになる可能性がある。さらに、明らかに汚染された水によって、消費者の中には、粗悪な水質を認知し、不快感をもつ者もいるかもしれない。消費者の受容性は、水を飲料または調理に使うべきか否かについて、消費者への助言を決める際の最も重要な要素かもしれない。

8.7.8 是正措置の確保、再発の防止、および水安全計画の改定

事故の記録、決定事項、およびその理由は事故に対応する時の重要な要素である。第4章で考察したように、水安全計画は経験に照らして改定すべきである。これには、事故の最中に特定された問題の範囲訂正の確認も含む。可能であれば、それはまたその事故の原因を、再発を防止するように扱うことも意味する。例えば、事故が産業からの流出の結果生じた場合、その流出元に新たな流出を防ぐ方法を助言することもできるし、その情報を他の同種の産業へ伝えることもできる。

8.7.9 混合物

流出物は健康に対する問題の可能性のある複数の汚染物質を含んでいるかもしれない(8.2.8 参照)。このような場合、そこに存在する物質同士が相互作用するか判断することが重要であろう。物質が同様な作用機構または作用機序を有する場合、それらを添加物とみなすことが適切である。これは、アトラジンやシマジンのような、ある種の農薬について、特に当てはまる。このような状況では、適切な行動は地域の状況を考慮してとらなければならない。専門家の助言を広く求めるべきである。

8.7.10 水使用禁止勧告

水使用禁止勧告は、煮沸勧告と多くの内容を共有する(7.6.1 参照)が、それほど一般的ではない。煮沸勧告と同様に、この勧告は、公衆衛生に対する著しいリスクを低減するために必要であるという証拠が存在する場合に限り発令すべき重大な措置である。代替水源を推奨する場合、それら代替水源における生物学的危害の可能性について特に検討をすべきである。水使用禁止勧告は、懸念されるパラメータが煮沸の影響を受けない、または汚染物質の皮膚接触もしくは吸入によるリスクもまた著しい時に適用される。水使用禁止勧告は、配水システム中に未知の物質もしくは化学物質が検出された場合にも発令されるかもしれない。水使用禁止勧告に、リスク低減には煮沸は効果が無い、または効果は不十分であるという情報を含めることは重要である。

煮沸勧告の場合のように、水供給事業者は公衆衛生官署とともに水使用禁止勧告の手続きを策定すべきである。手続きは事故が起こる前に準備し、水安全計画に組み込まれるべきである。勧告発令の決定はしばしば短時間でなされ、事故中に対応を策定することは、意思決定を複雑にし、意思伝達に障害を来し、公衆からの信頼を損なう可能性がある。

4.4.3 で考察した情報に加え、手続きでは、一般公衆および特定のグループに、次に掲げる事項について情報を提供すべきである。

- 勧告を発令、解除する基準
- 勧告によって影響を受ける活動
- 飲用およびその他家庭での使用のための安全な水の代替水源

手続きにおいては、水使用禁止勧告の伝達手段を特定すべきである。その手段は、水供給の性質や影響を受けるコミュニティの規模により異なるかもしれないが、次に掲げるものが考えられる。

- テレビ、ラジオ、および新聞を通じてのマスメディアによる発表
- 特定の施設、コミュニティグループ、および地方官署への電話、eメールおよびファックスによる連絡
- 通知を目立つ場所に掲げる
- 個人への連絡
- 郵便による連絡

選ばれた方法は、居住者、労働者、および旅行者を含む、勧告によって影響を受ける全ての者ができるだけ早く通知を受けるという合理的な保証を与えるべきである。

水使用禁止勧告は、例えば、次に掲げる事態につながる、事故、自然由来、または悪意が原因の汚染—例えば、化学的または放射線学的—の直後に必要であろう。

- 短期曝露により健康への脅威を与えるかもしれない、ガイドライン値からの著しい超過
- 短期曝露により健康への脅威を与えるかもしれない、ガイドライン値が設定されていない化学物質の濃度
- 発生源が特定されていない、または公衆の著しい不安を引き起こすかもしれない著しい異臭味

発令された場合、水使用禁止勧告は、影響を受ける用途や利用者に関連した勧告は問題の性質により異なるが、煮沸勧告に含まれるものと同じ内容に関する情報を提供すべきである(7.6.1 参照)。例えば、懸念が飲用または調理に限られるような汚染物質の濃度が上昇した場合は、公衆に対する助言は、飲用、食品の調理、冷たい飲料の準備、製氷、および歯磨きなどの衛

飲料水水質ガイドライン

生のために水を使うことを避けるようになるであろう。勧告が、皮膚や目の炎症、または胃腸障害を引き起こす可能性のある化学物質のレベルの増加に対して適用される場合、公衆に対する助言は、水を飲用、調理、歯磨き、または入浴・シャワーに使わないようになるだろう。あるいは、汚染が特定のグループ—例えば、妊婦または人工栄養乳児—に影響を与えるかもしれない場合は、特定の水使用禁止勧告が発令されるかもしれない。

煮沸勧告に関しては、特定の勧告を歯科医、医者、病院ならびにその他のヘルスケア施設、育児施設、学校、食品供給事業者ならびに工場、ホテル、レストラン、および公共スイミングプールの運営者などにも発令する必要があるかもしれない。

水使用禁止勧告は供給の停止と同じではない。一般的には、水はトイレの水洗や衣類の洗濯の様な他の用途には適切であろう。しかし、ボトル水や給水車もしくはタンク車などの飲料水の適切な代替供給が、飲用およびその他の家庭用用途に必要となる。

水使用禁止勧告解除の判断基準は、一般的に、有害な汚染物質の濃度上昇の原因が除去され、配水システムが適切に洗浄され、また水が飲用および他の用途に対して安全だという証拠に基づいている。建築物内では、洗浄は貯留および内部配管システムにまでおよび。

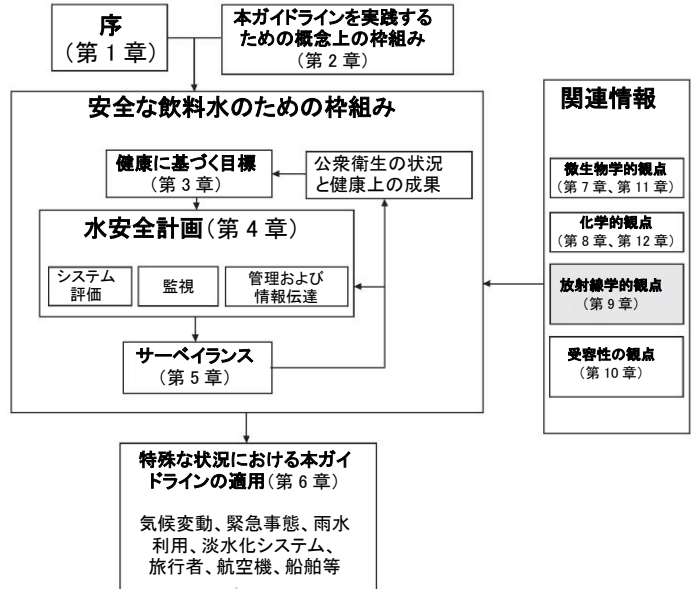
第9章 放射線学的観点

飲料水には、人の健康へのリスクを引き起こす可能性のある放射性物質（「放射性核種」）が含まれることがある。このリスクは、飲料水中に存在することのある微生物や化学物質によるものに比べ通常小さい。極端な状況を除いて、飲料水中の放射性核種の摂取によりもたらされる被ばく線量は、他の放射線源から受けるものよりはるかに低い。本章の目的は、必要があると認められるときに、放射性核種

の含有量に関して飲料水の安全性を評価するための基準を定め、放射性核種の濃度、すなわち放射線量を減少させるための措置を講じることにより健康リスクを低減するための手引きを定めることである。

健康リスク評価の点では、本ガイドラインは、自然起源の放射性核種と人間の活動に起因する放射性核種を区別していない。しかしながら、原則として人工放射性核種は水供給に混入する時点において制御しやすいため、リスク管理の点では区別がなされる。対照的に、自然放射性核種は、摂取前の任意のまたはいくつかの時点で、水供給に混入する可能性がある。このため、飲料水中の自然放射性核種は制御しにくい場合が多い。

飲料水中の自然放射性核種は、通常、人工的に作られた放射性核種から供されるよりも高い放射線量をもたらし、それゆえに重要性がより高い。放射線学的リスクは、安全な飲料水のための枠組み（第2章参照）と水安全計画のアプローチ（第4章参照）に従った予防的リスク管理のアプローチを通じて最もよく制御される。放射線学的リスクを評価し、管理するに当たり、どのような対策を講じるか考慮する際、限られた資源が、他のより重要な公衆衛生問題から割かれることのないよ



う注意しなければならない。

本ガイドラインに示した放射能のスクリーニングレベルおよびガイダンスレベルは、国際放射線防護委員会の最新の勧告に基づいている(ICRP, 2008)。

飲料水供給のうち、特に地下水を水源とするものは、放射性ガスであるラドンを含むことがある。ラドンは、蛇口またはシャワー時の水から放出されることにより建築物内の室内空気に混入し得るとは言え、室内空気中のラドンの最も重要な発生源は、環境からの自然な蓄積に起因する。国際的な研究資料の評価では、平均して、飲料水中のラドンによる線量の90%が、摂取よりもむしろ吸入からのものであると結論付けられている(UNSCEAR, 2000)。したがって、飲料水中に含まれるラドンの摂取による線量を制限するためにスクリーニングレベルおよびガイダンスレベルを設定することは、通常必要ではない。全 α 放射能および全 β 放射能のスクリーニング測定には、飲料水供給中に存在するラドンの摂取による線量の主要な源であるラドン娘核種による寄与が含まれる。これについては9.7で詳しく述べる。

9.1 放射線被ばくの線源³と健康影響

いくつかの自然起源および人工の線源からの放射能は、環境中の至るところに存在している。環境中に存在する化学元素の中には自然に放射性のあるものがある。これらは、土壌、水、屋内外の空気、さらには我々の体内に様々な量で存在するため、それらによる被ばくは避けられないものである。さらに、地球は太陽および太陽系外に由来する高エネルギー粒子を絶えず浴びている。これらの粒子を総称して宇宙線という。誰もが宇宙線からの線量を受けており、それは緯度、経度および海拔高度に依存する。

診断や治療を目的とした医療での放射線の利用は、今日、最大の被ばく源である。核実験、産業・医療施設からの日常的な排出およびチェルノブイリなどの事故により、人工放射性核種が我々の環境に加えられてきた。

原子放射線の影響に関する国連科学委員会では、環境中のあらゆる放射線源からの一人当たりの年間線量の世界平均は、約3.0 mSv/年と推定している(UNSCEAR, 2008)([囲み記事9.1](#)参照)。このうち、80%(2.4 mSv)は自然線源によるもの、19.6%(約0.6 mSv)は医療診断のための放射線の利用によるもの、残り0.4%(約0.01 mSv)はその他の人工線源によるものである([図9.1](#)参照)。居住地域や食物の嗜好、その他の生活様式の選択により、集団内の各個人が受ける線量は大きく変動し得る。個人被ばく線量もまた、医療および職業被ばくによって異なることがある。自然線源からの年間平均線量および個人線量の典型的な範囲を表9.1に示す(UNSCEAR, 2008)。

³ 本章で「源 (source)」という用語がなんら説明もなく使用される場合、「線源」の意味で使用されている。そのほかの目的での場合は、追加情報が付与されている(例えば、「水源」)

囲み記事9.1 重要な用語、量と単位

ベクレル (Bq) – ベクレルとは、国際単位系(フランス語の *Système international d'unités*よりSIと略される)における放射能の単位であり、1秒当たり1回の放射性崩壊に対応する。飲料水の場合は通常、放射能濃度について論じられ、Bq/Lの単位で表される。

実効線量 – 放射線が体内の組織や器官と相互作用する場合、受ける放射線量は、放射線の種類、影響を受ける身体の部分および被ばく経路などの要因の相関関係で決まる。これは1Bqの放射能がいつも同じ放射線量をもたらすわけではないことを意味する。「実効線量」という単位は、生物への影響を直接比較できるように異なる種類の放射線間での相違を説明するために考案された。実効線量はシーベルト(Sv)というSI単位で表される。シーベルトはとても大きな単位であるため、より実際的にはミリシーベルト(mSv)が使われる。1 Svは1,000 mSvである。

実効半減期 – 放射性同位体には「物理学的」半減期があり、それは、その原子の半数が崩壊するのにかかる時間のことである。様々な放射性同位体の物理学的半減期は数マイクロ秒から数10億年まで及ぶことがある。放射性同位体が生体内に存在する場合、排出されることがある。この排出の速度は生物学的要因に影響され、「生物学的」半減期と呼ばれる。実効半減期は、物理学的および生物学的半減期の双方により決定される、生体内の放射能が半減する実際の速度である。また、ある種の放射性核種では生物学的過程が支配的で、その他では物理的崩壊が支配的である。

9.1.1 飲料水の摂取を通じた放射線被ばく

水源には、自然および人為起源(すなわち、人工)の放射性核種が含まれる可能性がある。

- カリウム-40や、トリウム崩壊系列およびウラン崩壊系列の核種、特にラジウム-226、ラジウム-228、ウラン-234、ウラン-238、鉛-210をはじめとする自然放射性核種は、自然作用(土壌からの吸収など)または自然起源の放射性物質を伴う技術的処理(例えば、鉱物砂の採掘および加工またはリン肥料の製造)の結果として、水中に存在することがある。
- 人工放射性核種は、以下のようないくつかの発生源により、水中に存在することがある。
 - 核燃料サイクル施設から排出された放射性核種
 - 通常または偶発的な放出の結果として飲料水供給中に混入する、製造された放射性核種(医療または産業用に非密封型で製造され使用されるもの)
 - 飲料水源を含む環境中に過去に放出された放射性核種

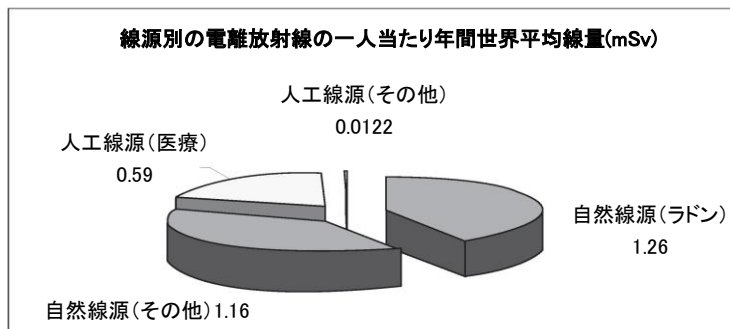


図 9.1 世界の人々の平均的な放射線被ばくの分布

表 9.1 自然線源からの平均的な放射線量

線源	世界の平均年間実効線量 (mSv)	代表的な平均年間実効線量の範囲 (mSv)
外部被ばく		
宇宙線	0.39	0.3~1 ^a
地殻放射線(室外および室内)	0.48	0.3~1 ^b
内部被ばく		
吸入(主にラドン)	1.26	0.2~10 ^c
摂取(食物および飲料水)	0.29	0.2~1 ^d
総計	2.4	1~13

^a 海面高度から高台までの範囲

^b 土壌および建材中の放射性核種の組成に依存する

^c ラドンガスの室内蓄積に依存する

^d 食物および飲料水中の放射性核種の組成に依存する

出典: UNSCEAR(2008)より引用

9.1.2 飲料水を通じた放射線による健康影響

放射線防護は、放射能によるいかなる被ばくも、何らかのレベルのリスクを伴うという仮説に基づいている。長期被ばくについては、放射性核種を含む飲料水の長期にわたる摂取の場合もそうであるが、100 mSv を超える線量でヒトの発がんリスクが増加するという根拠が得られている(Brennerら, 2003)。これ以下の線量では、リスクの増加は疫学調査による確認はなされていない。それ以下ではリスクがないという閾値はなく、被ばくとリスクの間に直線関係があると推定されている。0.1 mSv/年という個人線量基準(IDC)は、検出可能ないかなる健康への悪影響も生じないと想定される非常に低いリスクレベルを表している。

9.2 スクリーニングレベルおよびガイダンスレベルの理論的根拠

本ガイドラインは、ICRPにより提案された、一般大衆が長期放射線被ばく状況下にあるときのアプローチに基づいている。ICRPによると、計画被ばく状況(囲み記事9.2参照)では、個人線量の長期成分を年間0.1 mSvに制限することは賢明である(ICRP, 2000)。飲料水中の放射性核種による被ばくは、計画被ばく状況の結果と認識されているが、むしろ現存被ばく状況によるものであろう。放射性核種が自然起源か人工的であるかによって異なるアプローチを採用するのではなく、放射性核種の由来にかかわらず、1年間の飲料水の摂取による(IDC)を0.1 mSvにする実用的で保守的なアプローチを採用した(囲み記事9.3

スクリーニングレベルおよびガイダンスレベルは保守的であり、義務として守るべき限度と解釈するべきではない。ガイダンスレベルの超過は追加的な調査の契機と捉えるべきであり、必ずしもその飲料水が安全ではないということを示すものではない。

参照)。

囲み記事9.2 放射線被ばく状況

ICRP (2008) では、放射線被ばく状況を3種類—計画、現存および緊急時被ばく状況—に分けている。

- **計画被ばく状況**とは、線源の計画的な運用または線源による被ばくをもたらす計画的活動から生ずる状況のことである(例えば、診断や治療のための医療処置での線源による被ばく)。
- **現存被ばく状況**とは、制御する必要性について決定するべき時点ですでに存在する状況のことである(例えば、住居における室内ラドンによる被ばく)。
- **緊急時被ばく状況**とは、事故、作為またはその他あらゆる不測の事態の結果として起こる状況のことである。本ガイドラインは緊急被ばく状況では適用されない(第6章参照)。

囲み記事 9.3 個人線量基準(IDC)と健康リスク

飲料水からの放射性核種の摂取に伴う年間線量0.1 mSvの被ばくによる健康への追加リスクは以下の理由により低いと考えられる。

- 環境中の自然放射能による個人線量は大きく変化する。その平均は約2.4 mSv/年であるが、長期にわたる集団調査で示されているように、世界の地域によっては、健康リスクの増加はみられないものの、平均線量が10倍(すなわち、24 mSv/年)にまでなるところもある(Tao, 2000; Nairら, 2009)。したがって、0.1 mSv/年というIDCは自然レベルに対して若干の加算を意味する。
- 放射線誘発がんの発生率の名目リスク係数は $5.5 \times 10^{-2}/\text{Sv}$ である(ICRP, 2008)。これと飲料水からのIDC 0.1 mSv/年との積により約 5.5×10^{-6} という推定年間発がんリスクが求められる。

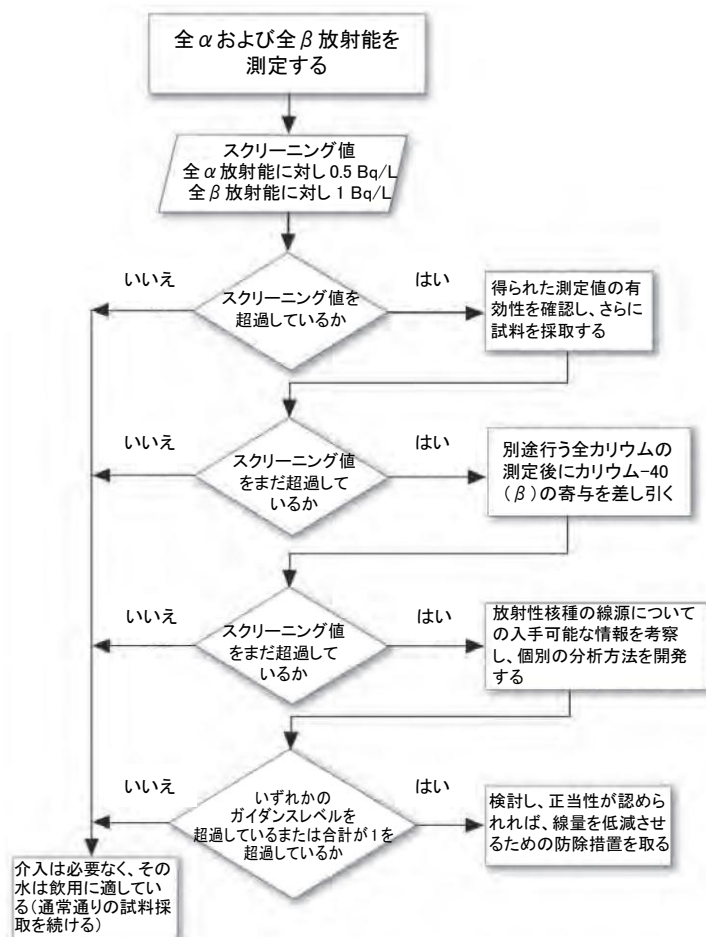


図9.2 飲料水中の放射線核種に対するスクリーニングレベルおよびガイダンスレベルの適用

本ガイドラインの第2版で、IDCを0.1 mSv/年とすることは、全α放射能および全β放射能のスクリーニングレベルがそれぞれ0.1 Bq/Lおよび1 Bq/Lであることに基づくものであった。このIDCは、自然起源の放射能に起因する年間平均線量の5%未満を意味する(9.1参照)。実際に、その後経験的に全α放射能が0.5 Bq/L以下の場合、年間線量が通常は0.1 mSvを超えないことが示された。このため、本ガイドラインの第3版では、IDCは全α放射能で0.5 Bq/L、全β放射能で1 Bq/Lのスクリーニングレベルを元にした。この変更は、本ガイドラインの最新版に引き継がれた。

9.3 溶存放射性核種の監視と評価

飲料水からの放射性核種の健康リスクを制御するための推奨される評価方法を図9.2に示し、**囲み記事9.4**に要約する。

囲み記事 9.4 推奨される評価方法

飲料水による放射性核種の健康リスクを制御するための推奨される評価方法には4つの段階がある。

1. 1年間の飲料水の摂取によるIDC¹として0.1 mSvを採用する。
2. 全 α 放射能と全 β 放射能の両者について初期スクリーニングを行う。測定された放射能濃度が、全 α 放射能について0.5 Bq/L、全 β 放射能について1 Bq/Lのスクリーニングレベルのいずれをも下回る場合、さらに対策を講じる必要はない。
3. いずれかのスクリーニングレベルを超過した場合、個々の放射性核種の濃度を測定し、ガイダンスレベルと比較しなければならない(表9.2参照)。
4. 3の追加的な評価の結果により、対策が不要であることや、線量を低減するための措置が必要であるか決定する前にさらに追加的な評価が必要であることが示されることがある。

9.3.1 飲料水供給のスクリーニング

飲料水中の個々の放射性核種を同定し、その濃度を測定する工程は、時間と費用を要する。ほとんどの状況においては低濃度であるため、通常は、このような詳細な分析は、日常的な監視では正当化されるものではない。より実際的なアプローチは、特定の放射性核種を同定することは考えずに、まずは α 線および β 線の形で存在する放射能の総量を測定するスクリーニング手順を用いることである。

これらの測定は、放射性同位体に特有の追加的な分析が必要かどうか決定するための予備的なスクリーニング手順として適している。また、飲料水源の放射線学的特性の変化を検出するためのみならず、飲料水中の放射性核種の含有量の空間的・時間的な傾向を明らかにするためにも用いることができる。

それ以下であればさらに対策を講じる必要がない飲料水のスクリーニングレベルは、全 α 放射能は0.5 Bq/L、全 β 放射能は1 Bq/Lである。いずれの値も超過していない場合は、0.1 mSv/年のIDCもまた超過することはない。これらのスクリーニングレベルの使用は、飲料水の放射性核種の含有量の評価に関して信頼性と費用対効果の双方が最大になるため、推奨されるものである。

トリチウムなどの低エネルギーの β 放射能を放出する放射性核種や、ヨウ素などの気体または揮発性の放射性核種は、標準的な全放射能測定では検出されない。これらの放射性核種に対しては、日常的な分析は必要ではないが、存在する可能性があると考えられる何らかの理由がある場合には、放射性核種に特有の試料採取と測定技術を用いるべきである。²

全 β 放射能測定にはカリウム-40の寄与も含まれ、 β 放射体はカリウムの安定同位体に対して一定の割合で自然界に存在する。カリウムはヒトの必須元素であり、主に摂取した食物から吸収さ

¹ 欧州委員会飲料水指令 (European Commission, 2001) では、このパラメータのことを総線量(TID)といい、同値の0.1 mSv/年を採用している。

² 放射性核種に特有の分析方法と処理技術の参考文献は、付録6に掲載されている。

れる。全βのスクリーニングレベル1 Bq/Lを超過する場合、全カリウムを別途測定し、カリウム-40のβ放射能に対する寄与を差し引くべきである。カリウム-40のβ放射能は、安定同位体のカリウム1gに対し27.9 Bqであり、これはカリウム-40によるβ放射能を計算するために用いるべき係数である。

9.3.2 スクリーニングレベルを超えた場合の飲料水の評価方法

もしいずれかのスクリーニングレベルを超過するようなことがあれば、放射性核種を同定して、個々の放射能濃度を測定するべきである。これにより、各放射性核種によるIDCへの寄与を計算することができる。次式が満たされれば、さらに対策を講じる必要はない。

$$\sum_i \frac{C_i}{GL_i} \leq 1$$

ここに、

- C_i = 放射性核種*i*について測定された放射能濃度
 GL_i = 1年間毎日2 Lずつ¹摂取した場合の実効線量が0.1 mSv/年となる放射性核種*i*のガイダンスレベル(表9.2および付録6のA6.1参照)

いずれかのガイダンスレベルを超過する場合、この合計は1を超過することになる。個々のガイダンスレベルを超過しない場合でも、合計が1を超過することがある。単一試料についてこの合計が1を超過する場合、同じ測定濃度の被ばくが丸一年間続く場合に限って、0.1 mSv/年のIDCを超過することになる。したがって、そのような結果は、それ自体で、その水が飲用不適であることを意味するわけではない。

9.3.3 ガイダンスレベルを超えた場合の飲料水の評価方法

0.1 mSvという年間線量は、個人が受ける平均的な放射線量の中ではわずかな割合である。スクリーニングレベルおよびガイダンスレベルはともに、各国政府が、追加的な検討なしで放射線学観点から飲料水が消費に適しているかどうかを決定できるように、非常に保守的な値になっている。各国での経験上、大多数の水供給がこれらの基準を満たすことが示されている。

時折、特定の放射性核種が単独または複数の組合せで継続的にガイダンスレベルを超過する状況が発生することがある。その場合、各国政府は、防除手段を実施するまたは飲用目的での水供給の継続的な使用に何らかの制限を設ける必要性について決断を下す必要がある。

放射線学的観点から考慮すべき重要な点の1つに、どのくらいガイダンスレベルを超過するかということがある。電離放射線に対する防護と放射線源の安全のための国際基本安全基準で

¹ 国または地域の摂取率が知られている場合、ガイダンスレベルはこれを考慮して調整するべきである。

は、現存被ばく状況に関する章で飲料水について扱っており、飲料水の摂取から受ける最大の年間個人線量が約1 mSvを超過しないという必要条件が含まれている。¹ これは「許容可能な」線量または線量限度としてみなすべきものではなく、線量を最小にするためにあらゆる合理的な努力をするべきである。個々の状況は異なり、また治療費や他の飲料水供給の利用可能性などの放射線以外の要因を、最終決定に至る際に考慮する必要があるだろう。各国政府はまたウランなどの放射性核種に化学的毒性があることを認識するべきであり、また飲料水中の許容濃度は、その放射能の特性よりもむしろ放射性同位体の毒性により決定されることがある(12章参照)。

9.3.4 試料採取の頻度

飲料水の放射能汚染を監視する基準は、利用可能な資源および放射線リスクの可能性を考慮して策定するべきである。微生物および化学物質のリスクの十分な評価および管理を損なうべきではない。新規の水供給については、試料を採取し、適合性を判定するべきである。一方、既存の供給については、時折監視が必要であろう。水供給の特性を十分に理解することができ、測定濃度が一貫してスクリーニングレベルより低い場合には、試料採取の頻度は減らすべきである。しかしながら、周辺に放射性核種の潜在的な汚染源が存在しまたは汚染源が時間とともに急に変化すると見込まれる場合は、より頻繁に試料を採取するべきである。濃度がスクリーニングレベルに近づいている、または、個々の放射性核種のガイダンスレベルに対する実測濃度の割合の合計が1に近づく場合には、試料採取の頻度は維持するか増やすべきである(下記参照)。試料採取の頻度の段階的なアプローチは、汚染の程度や供給源(すなわち、地表水または地下水)、給水人口の規模、予想される放射性核種濃度の変動、過去の監視記録の入手可能性や結果に応じて策定するべきである。放射線に関する水質の評価については、試料採取の手順(例えば、試料の保存や取扱い方法)や計画をはじめとして、国際基準が利用可能である(Standards Australia & Standards New Zealand, 1998; ISO, 2003, 2006a,b, 2009a)。

9.4 飲料水中で一般的に検出される放射性核種のガイダンスレベル

過去の原子力緊急事態に起因する長期被ばく状況に関連する可能性のある人工放射性核種のみならず、飲料水供給で最も一般的に検出される自然起源および人工の放射性核種について定められたガイダンスレベルを表9.2に示す。それぞれの成人の線量換算係数も同様に示す(IAEA, 1996; ICRP, 1996)。

表9.2の各放射性核種のガイダンスレベルは、摂取される飲料水中に年間を通じて存在する場合に、個人線量が0.1 mSvになる濃度を表している。

¹ IAEA Safety Standards Series No. GSR Part 3, IAEA, Vienna (改訂版, 作成中)

表9.2 一般大衆に対する一般的な^a自然および人工放射性核種のガイダンスレベル

分類	放射性核種	線量換算係数(Sv/Bq)	ガイダンスレベル ^b (Bq/L)
ウラン崩壊系列を開始する自然放射性同位体 ^c	ウラン-238	4.5×10^{-8}	10
ウラン崩壊系列に属する自然放射性同位体	ウラン-234	4.9×10^{-8}	1
	トリウム-230	2.1×10^{-7}	1
	ラジウム-226	2.8×10^{-7}	1
	鉛-210	6.9×10^{-7}	0.1
	ポロニウム-210	1.2×10^{-6}	0.1
トリウム崩壊系列を開始する自然放射性同位体	トリウム-232	2.3×10^{-7}	1
トリウム崩壊系列に属する自然放射性同位体	ラジウム-228	6.9×10^{-7}	0.1
	トリウム-228	7.2×10^{-8}	1
原子炉からの放出または核兵器実験で見られる核分裂生成物の一部として環境中に放出される可能性のある人工放射線核種	セシウム-134 ^d	1.9×10^{-8}	10
	セシウム-137 ^d	1.3×10^{-8}	10
	ストロンチウム-90 ^d	2.8×10^{-8}	10
核分裂生成物として環境中に放出される可能性のある人工放射線核種(上記参照)。核医学法でも使用され、それにより下水処理水から水域に放出される可能性がある。	ヨウ素-131 ^{d,e}	2.2×10^{-8}	10
原子力発電炉や核兵器実験による核分裂生成物として人工的に生成される水素の放射性同位体。環境中に微量自然に存在する場合がある。水源に存在する場合、産業汚染の可能性が示唆される。	トリチウム ^e	1.8×10^{-11}	10000
自然界に広く分布し有機化合物や人体に存在する自然放射性同位体	炭素-14	5.8×10^{-10}	100
天然のウラン鉱にも極微量存在し、原子炉で生成される人工同位体	プルトニウム-239 ^d	2.5×10^{-7}	1
原子炉で生成される人工同位体の副生成物	アメリシウム-241 ^d	2.0×10^{-7}	1

^a 本リストは包括的ではない。ある特定の状況では、他の放射性核種を調査するべきである(付録6参照)。

^b ガイダンスレベルは、その桁数に丸められている

^c 放射能(すなわち、Bq/Lで表される)の観点から個々のウランの放射性同位体に対してガイダンスレベルを個別に定めている。飲料水中のウランの総量の暫定ガイドライン値は、その化学物質としての毒性に基づいて30 μg/Lであり、それは放射線学的毒性に比べて優勢である(第12章参照)。

^d これらの放射性核種は、通常の状況では飲料水中に存在しないか、存在しても公衆衛生に対して重要となるレベルよりも極めて低い線量である。したがって、スクリーニングレベル超過後の調査の優先度は低い。

^e ヨウ素とトリチウムは標準的な全放射能測定では検出されず、これらの放射性核種の日常的な分析は必要ではないが、これらが存在する可能性があると考えられる何らかの理由がある場合、放射性核種に特有の試料採取と測定技術を用いるべきである。本表にこれらが含まれているのはこのことによる。

ガイダンスレベルは成人の線量換算係数を用いて計算された。異なる年齢集団に別々にガイダンスレベルを導入する根拠は不十分である。幼児または小児が摂取する飲水量は平均的に少ないものの、小児の年齢依存線量換算係数は成人よりも大きく、取込量がより多いことまたは代謝率が高いことを意味する。水源が長期的に汚染された場合には、幼児や小児への線量の評価を考慮しても差し支えない。

ガイダンスレベルは、既存または新規の飲料水供給における日常の(「正常な」)運転条件に適用される。これは、環境中に放射性核種が放出されているような、緊急時被ばく状況の間に適用されるものではない。しかしながら、一度担当官署が緊急時被ばく状況の終息を宣言すると、ガイダンスレベルは再び適用される。追加の手引きは6.7やいくつかの文献(IAEA, 2002; IAEAおよびWHO, 2005, 2010; ICRP, 2009a)に示されている。

飲料水中の放射性核種のガイダンスレベルは、次式により計算した。

$$GL = \frac{IDC}{h_{ing} \times q}$$

ここに、

- GL: 飲料水中の放射性核種のガイダンスレベル(Bq/L)
- IDC: 個人線量基準、この計算では0.1 mSv/年
- h_{ing} : 成人による摂取の線量換算係数(mSv/Bq)
- q: 飲料水の年摂取量、730 L/年と仮定(標準的な世界保健機関の飲料水摂取率である2 L/日に相当)

9.5 分析法

9.5.1 全 α および全 β 放射能濃度の測定

飲料水の全 α および全 β 放射能(ラドンを除く)を分析するための最も一般的なアプローチは、既知量の試料水を蒸発乾固させ、残渣の放射能を測定する方法である。 α 放射線は固体の表層内に容易に吸収されてしまうので、溶解性物質(TDS)の含有量の高い試料では、この全 α 測定法の信頼性と感度が低下するおそれがある。全 α および全 β 放射能濃度の測定には、可能な限り標準化された方法を用いるべきである。分析法の手順を表9.3に示す。

蒸発法による全 β 放射能の測定では、カリウム-40の寄与が含まれる。したがって、全 β スクリーニングレベルを超過する場合には、全カリウムにつき追加分析が必要である。

共沈法(APHA他, 2005)ではカリウム-40の寄与は排除されるので、全カリウムの測定は不要である。この方法は、セシウム-137など、特定の核分裂生成物を含む試料水の評価に用いることはできない。しかしながら、通常の下では、飲料水供給における核分裂生成物の濃度は極めて低い。

9.5.2 特定の放射性核種の測定

全 α および全 β スクリーニングレベルのいずれかを超過する場合、具体的な放射性核種を同定し、その個々の放射能濃度を測定するべきである。

表 9-3 飲料水中の全 α および全 β 放射能の分析法

方法（参考文献）	技術	検出限界	適用
国際標準化機関 ISO-9696(全 α) (ISO, 2007) ISO-9697(全 β) (ISO, 2008) ISO-10704(全 α および全 β) (ISO, 2009b)	蒸発	0.02~0.1 Bq/L	TDS 0.1 g/L 未満の地下水
米国公衆衛生協会 (APHA 他, 2005)	共沈	0.02 Bq/L	地表水および地下水 (TDS によらない)

特定の放射性核種の分析法についての参考文献を付録6に示す。水中のラドン濃度の測定に関する情報を9.7.4に示す。

9.6 防除手段

0.1 mSv/年のIDCを超過する場合には、その後線量を低減するために規制担当官署に与えられた選択肢が試されるべきである。防除手段につき考慮する場合、それがどのような方法であっても、まずその正当性を（それが正味の便益をもたらすという意味において）確認するべきである。このことは、現存被ばくを低減することにより、それに起因する不利益を相殺するのに十分な個人または社会の便益がもたらされることを意図したものである（ICRP, 2008）。

ひとたび防除措置の正当性が認められれば、その後ICRP勧告（2008）に従って、防護を最適化するべきである。防護の最適化の原則では、被ばくする可能性、被ばくする人の数および個人線量の大きさは、経済的および社会的要因を考慮して、しっかりと合理的に達成可能な限り低く維持されるべきものであるとしている。

水源が許容できないほど高濃度の放射性核種を含む場合、制御の選択肢には、代替的な供給の使用、管理下での他の水源との混合同じまたは追加的な水処理が含まれる。凝集沈澱および砂ろ過の工程を組み合わせた浄水施設は、水道原水中に存在する懸濁態の放射能を最大100%まで除去可能であろう。石灰ソーダ灰軟化施設もまた、微粒子に付随する放射性核種や放射能の割合次第であるが、ほぼ全ての懸濁態の放射能を除去し得る。

浄水処理工程による溶存放射性核種の除去に関する包括的なレビューが行われている（Brown, HammondおよびWilkins, 2008）。その報告でまとめられた結果を表9.4に転載する。放射性核種に特有の処理技術に関する参考文献を付録6に示す。

表9.4 一般的な放射性核種の処理性能^a

元素	凝集	砂ろ過	活性炭	沈澱軟化	イオン交換	逆浸透
ストロンチウム	xx	xx	x	xxxx	xxx	xxxx
ヨウ素	xx	xx	xxx	x	xxx	xxxx
セシウム	xx	xx	x	xx	xxx	xxxx
ラジウム	xx	xxx	xx	xxxx	xxxx	xxxx
ウラン	xxxx	x	xx	xxxx	xxxx	xxxx
プルトニウム	xxxx	xx	xxx	x	xxxx	xxxx
アメリシウム	xxxx	xx	xxx	x	xxxx	xxxx
トリチウム	除去不可(水の曝気により若干除去されるが定量不可)					

^a x = 0~10%除去、xx = 10~40%除去、xxx = 40~70%除去、xxxx = 70%超除去

9.7 ラドン

9.7.1 空気中および水中のラドン

ウランやラジウム、ラドンは水に溶解する。湖や河川などの地表水中に存在するラドンは、岩石や土壌を通り過ぎる際の攪拌により外気に容易に放出される。井戸からの地下水は通常地表水よりも高濃度のラドンを含有している。極端な状況では極めて高濃度のラドンがこの水源による飲料水供給から検出されることがある(囲み記事9.5参照)。

ラドンは水に溶解し、その溶解度は温度の上昇に伴い速やかに低下する。蛇口やシャワーを開けると、溶解したラドンの一部が室内空气中に放出される。これが他の発生源由来のラドンに加わり、吸入時の放射線量の元となる。

国際的な研究資料の評価では、飲料水中のラドンに起因し得る線量のうち、平均で90%が摂取よりむしろ吸入によるものであると結論付けている(UNSCEAR, 2000)。したがって、摂取経路よりも吸入経路を制御することが、飲料水中のラドンからの線量を制御するために最も有効な方法である。

室内空气中に放出される飲料水中のラドンの割合は、家屋内での水の総消費量、家屋の容積や換気率などの地域の実情次第であり、極めて変動しやすい。蛇口やシャワーから放出される飲料水中のラドン濃度が1,000 Bq/Lの場合、室内空气中のラドン濃度が平均で100 Bq/m³増加すると推定されている(NAS, 1999; European Commission, 2001; Health Canada, 2009)。この寄与は、水が蛇口やシャワーから放出されているときに限り生ずるため、一定ではない。空气中的ラドンは、他の発生源、特に基礎の土壌から家屋内に入り込むラドンからも生ずる。

囲み記事9.5 飲料水中のラドン

- 地下水供給の中には高濃度のラドンを含むものがある。地表水の飲料水供給では高濃度のラドンはほとんど見られない。
- 飲料水中に溶解したラドンは室内空气中に放出されることがある。通常、ラドンとラドン娘核種の摂取と比較して、それらの吸入からより高いラドンの線量を受ける。
- 飲料水から放出されるラドンだけが室内空气中のラドンの発生源ではない。高濃度の室内ラドンが存在する場合、通常は、飲料水中よりもむしろ基礎の土壌と建材が主たる発生源である。
- 飲料水供給中のラドン濃度を低減する簡単で効果的な技術が存在する。
- 飲料水供給中のラドン濃度を低減する処置を講じるかどうかを決定する際に、その他のラドンの発生源による総放射線量への寄与を考慮することが重要である。いかなる対策も正当性が認められ、最適化されるべきであり、また、地域の実情を考慮するべきである。

9.7.2 ラドンによる健康リスク

疫学的な研究により、室内空气中の高濃度のラドンへの長期間の被ばくが肺がんのリスクを高めることが明らかになっている (WHO, 2009)。飲料水で摂取されるラドンにより胃壁に放射線量もたらされることになる。科学研究では、ラドンを含む飲料水の摂取と胃がんのリスクの増加との間に明確な関連は示されていない (Yeら, 1998; Auvinenら, 2005; WHO, 2009)。

9.7.3 飲料水供給におけるラドンに関する手引き

飲料水中のラドンからの線量は、通常、摂取よりもむしろ吸入によるものであるため、飲料水中ではなく空气中のラドン濃度を測定することがより適切である。

世界保健機関による室内空气中のラドン濃度の参照レベルは住居内では100 Bq/m³である。優先すべき各国固有の条件の下でこのレベルが達成できない場合であっても、約10 mSvの年間線量に相当する300 Bq/m³を超過するべきではない (WHO, 2009)。この勧告は国際基本安全基準¹およびICRPの最新の勧告と一致している (ICRP, 2009b)。

水中のラドンのスクリーニングレベルは、大気中のラドンに関するその国の参照レベルおよび国の住宅ストックでのラドンの分布に基づいて定められるべきである。室内空气中に高濃度のラドンが同定される場合、これは飲料水供給からの脱気によるものというよりも、たいてい土壌からのラドンの混入によるものである。それにもかかわらず、高濃度のラドンが飲料水中に存在すると想定される状況ではラドンを測定し、高濃度であると確認されれば、存在する濃度を低減する措置が正当であるか検討するのが賢明である。

地下水供給におけるラドン濃度は相当に変化することがある。したがって、高濃度のラドンが同定されている、または、疑わしい状況では、主に線量に寄与している可能性のあるラドンの娘核種 (特にポロニウム-210) の存在を時々刻々と評価し、監視できるように、全αおよび全β放射能の測定の頻度を増やす必要があるだろう。

¹ 「電離放射線に対する防護と放射線源の安全のための国際基本安全基準」, IAEA Safety Standards Series No. GSR Part 3, IAEA, Vienna (改訂版, 作成中)

9.7.4 飲料水中のラドンの測定

取り扱い中にラドンが水中から容易に放出されるため、飲料水中のラドンの放射能濃度を得るのは困難である。水の攪拌や別の容器への移し換えにより、溶解性のラドンが放出される。水を放置することによりラドンの放射能が減少し、煮沸することによってもラドンが完全に水から空気中に放出される。水中のラドンを測定するために、高感度で広く用いられている方法である液体シンチレーション計数法をはじめとして、様々な方法が用いられる(WHO, 2009)。

9.7.5 飲料水中のラドン濃度の減少

曝気により飲料水中のラドン濃度を減少させるために、かなり簡単な方法が利用可能である。高性能の曝気は地下水供給におけるラドンの除去に効果的な方法であり、99.9%までの除去率が達成できる。しかしながら、これらの方法によって大気中のラドンの大規模な発生源が作り出されることがある。イオン交換の有無に関わらず粒状活性炭への吸着によっても高いラドン除去効果を達成できるが、効率が悪く大量の粒状活性炭が必要になる。

9.8 リスクコミュニケーション

9.8.1 結果の報告

各試料についての分析結果には、以下の情報が含まれるべきである。

- 試料識別コード
- 試料採取日時
- 用いた標準分析法または標準分析法でない場合にはその簡単な説明
- 放射性核種の同定または放射能の種類および測定した放射能の総量
- 各放射性核種につき適切なブランクを用いて計算した、実測に基づく濃度または放射能の値
- 計数上の不確実性の推定値
- 分析した放射性核種またはパラメータごとの検出限界濃度
- 分析法における全てのパラメータ(すなわち、計数ならびにその他のランダムおよび系統的不確実性または誤差)による寄与を含む、報告結果についての予測される不確実性の推定値

9.8.2 リスクの伝達

放射線リスクを明確かつ効果的に伝達するには、伝達対象となる相手(例えば、一般大衆や政策担当者、意思決定者)を特定することや伝達内容を聞き手に合わせるなどがある(WHO, 2002)。リスクは人により持つ意味は異なるが、一般に、リスクコミュニケーションには健康を害するおそれとその重篤度の説明が必要である。

一般大衆に対するリスクコミュニケーションでは、平易な言葉を用いるべきである。放射線防護の専門用語は、専門家以外には容易には理解しがたい(Picano, 2008)。状況によっては、比較

することで放射線リスクを説明するために役立つことがある（例えば、飲料水の摂取により生じ得る健康リスクを、世界の様々な地域での自然放射線への被ばくに伴うリスクという文脈の中に据えること）。ガイダンスレベルを義務として守るべき限度と解釈するべきではないこと、また、ガイダンスレベルの超過は追加的な調査の契機と捉えるべきであり、必ずしもその飲料水が安全でないということを示すものではないことを明確に説明するべきである。

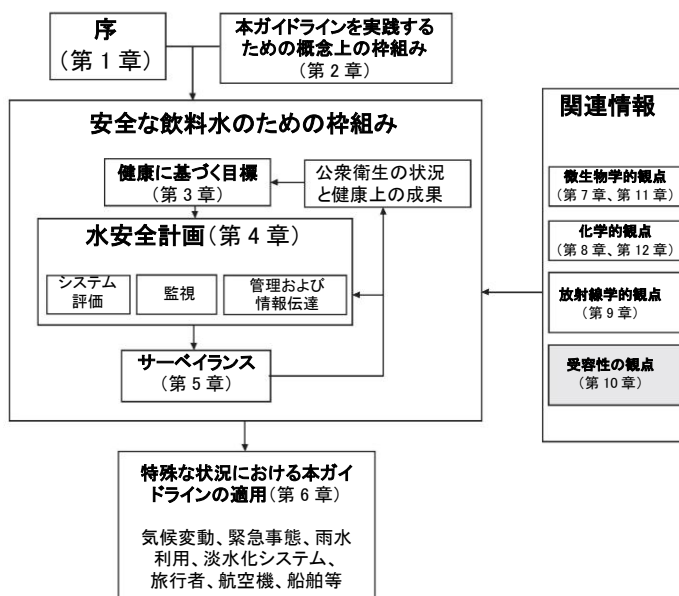
リスクコミュニケーションの責任者は、対人コミュニケーションに長けており、共感を伝えることができ、優れた聴き手であり、また、人々の関心事を尊重するべきである。彼らは取り扱っている話題の領域に精通し、現在と将来起こり得るリスクに関する基本的な質問に答えられるべきである。放射線のリスクコミュニケーションに関する手引きは、他で示されている（USEPA, 2007; WHO, 2009）。

第10章 受容性の観点：臭味および外観

安全だけでなく、外観や臭味の面でも受容し得る飲料水を供給することは高度の優先事項である。外観上受容し得ない水は、消費者の信頼を損ない、苦情を招き、さらに重要なこととして、その結果としてより安全性の低い水源の水の利用につながるおそれがある。

概して、消費者は飲料水の安全性を自ら判断するすべをもたないが、その飲料水供給や飲料水供給事業者に対する意識は、水質のうち五感で感知できる観点到に影響されるところが大きい。汚れたり色が付いたりしているように見える、あるいは、不快な臭味のある水に消費者が不信感を持つのは、たとえそうしたことが健康に直接の影響を及ぼさないとしても当然である。

健康上懸念がある物質の中には、健康影響が懸念される濃度よりかなり低い濃度でも、通常は水に対する拒否反応につながる飲料水の臭味や外観に影響を及ぼすものがある。消費者に不快感を与える成分の濃度は一定ではなく、個人的要因と、そのコミュニティがなじんでいる水質や、社会、環境、文化といった地域的要因に応じて変化する。水質に影響を与えても健康への悪影響とは直接結びつかない成分については、ガイドライン値は設定されていない。しかし、消費者の臭味を感じ取る能力は非常に幅の



飲料水の外観、味、臭いは、消費者にとって受容し得るものでなければならぬ。外観上受容し得ない水は結果として、外観上はより受容し得るがより安全性の低い水の利用につながる可能性がある。

水質に影響を与えても健康への悪影響とは直接結びつかない成分については、ガイドライン値は設定されていない。

広いものなので、ガイドライン値よりはるかに低い濃度でも飲料水中に臭味を生じさせる物質に対してガイドライン値が設定されていることがある。本章の要約と第12章のファクトシートでは、消費者から苦情がもたらされそうなレベルを記載している。これらは厳密な数値ではない。個人的、地域的状况によってはこれらより低い、もしくは、より高いレベルで臭味が消費者により感知されるかもしれない。

既存の、または計画中の浄水処理や配水の方法が、飲料水の受容性に影響を及ぼす可能性がないかどうかを検討し、健康と同様に受容性の問題に対するリスクも最小にする変更や運用を管理することは重要である。例えば、クロラミン処理は適正に管理されないとトリクロラミンを形成し、受容しがたい臭味を生じる可能性がある。配水システム中で流れが妨害または変更されたときに、管内の堆積物や生物膜が攪乱されることなどの間接的な影響も考えられる。

健康上懸念がある物質ではあるが、健康影響が懸念される濃度よりかなり低い濃度でも通常は水の受容性に影響を及ぼし、ひいては水に対する拒否反応をもたらすような物質を直接規制または監視することは、通常は適切とはいえない。こうした物質に対しては、むしろ、水は大多数の消費者が受容しうるものであるべきだという一般要件を通じて対処した方がよい。通常、これらの物質については、公式のガイドライン値は導出されないが、問題が発生したときに必要な対応を判断する際の手助けをするため、また場合によっては潜在的な健康リスクに関して衛生官署や消費者に安心を与えるため、健康に基づく値が導出されている。第12章のファクトシートではこのことを説明するとともに、受容性に関する情報を掲載している。ガイドライン値の表(第8章および付録3参照)では、健康に基づくガイドライン値が導出されたこれら化学物質に対して、ガイドライン値を「C」で示すとともに、脚注で、当該物質は確かに重大な健康影響を有するが、たとえその濃度が健康に基づくガイドライン値より大幅に低くても、その水は普通は消費者から拒否されるということ述べた。そうした物質については消費者からの苦情に応じて監視するべきである。

臭味は、天然の無機および有機化学汚染物質や生物学的発生源またはプロセス(例えば、水系微生物など)、合成化学物質による汚染、腐食、もしくは、浄水処理(例えば、塩素処理など)の問題が原因で生じる。貯留および配水の過程で、微生物の活動の結果として臭味が発生することもある。

飲料水の臭味は、何らかの汚染や、浄水処理または配水過程における機能不全の徴候である場合がある。有害物質が存在する徴候かもしれない。特に突発的変化や大きな変化が見られる場合には、原因を調査し、しかるべき保健担当官署に相談するべきである。

消費者が、色、雲状の濁り、懸濁物質、可視生物などに気づき、飲料水供給の質や受容性に懸念を抱く場合もある。

10.1 生物学的汚染物質

公衆衛生上の重大な影響はないものの、臭味を発するがゆえに好ましくない生物も多数ある。これらの生物は水の受容性に影響を及ぼすだけでなく、浄水処理ないし配水システムの維持管理や保修状態が不十分であるという徴候でもある。

放線菌と真菌

放線菌や真菌は、貯水池等の地表水源に繁殖することがある。また、配水システム内の不適切な物質、例えばゴムなどの上に発生することもある。放線菌や真菌は、ジェオスミン、2-メチルイソボルネオールおよびその他の物質を産生する場合があります、結果として水道水に不快な臭味を与える。

シアノバクテリアと藻類

シアノバクテリアや藻類が貯水池や河川水中に繁殖すると、凝集やろ過に支障をきたし、ろ過水の着色や濁りの原因となることがある。シアノバクテリアや藻類は、ジェオスミン、2-メチルイソボルネオールおよびその他の化学物質を産生することがある。これらの飲料水中の味閾値は1リットル当たり数ナノグラムである。その他のシアノバクテリアの産生物の中には、直接に重大な健康影響を及ぼすものがある。シアノキシンがそれである(8.5.1参照)が、シアノバクテリアによる味に影響を与える化学物質産生物はシアノキシンと関係がないと思われる。

無脊椎動物⁹

無脊椎動物は、飲料水供給の水源として利用される多くの水源に自然に存在し、しばしば浅い開放型の井戸に繁殖する。少数の無脊椎動物が、懸濁物質の阻止機能が不十分な浄水場を通り抜けてフィルター(ろ材)または配水システム中でコロニーを形成することがある。無脊椎動物とその幼虫は移動性なので、浄水場のろ過池を通過して配水池に侵入する。

無脊椎動物は、制御の観点から2つのグループに分けることができる。第1グループは水中や水面を自由遊泳する生物、例えば甲殻類の *Gammarus pulex* (ヨコエビ類)、*Crangonyx pseudogracilis*、*Cyclops* spp. および *Chydorus sphaericus* である。第2グループは表面を移動したり表面に付着する無脊椎動物—例えば、*Asellus aquaticus* (ミズムシ類)、腹足類、*Dreissena polymorpha* (ゼブラガイ)、その他の巻貝(腹足類)および苔虫類(*Plumatella* sp.)など—や、スライム中に生息する生物—例えば、*Nais* spp.、線虫類およびユスリカの幼虫など—である。温暖な気候では、蚊やブヨ(*Chironomus* および *Culex* spp.)の幼虫が緩速ろ過池から水中へ放出されることがある。特定の状況下で、これらは単為生殖で再生(つまり、無性生殖)することができるため、貯留池や配水における問題を悪化させる可能性がある。

⁹ この項は主に関連文書「管路給水における水の安全性(Safe piped water)」(付録1)の第6章に拠った。

こうした無脊椎動物の多くは、水中あるいは管や水槽表面のスライム上の細菌、藻類および原生動物から栄養を得て生きのびることができる。無脊椎動物が常に全くいない配水システムはごくまれである。しかし、無脊椎動物集団の密度や構成は様々で、容易に目に見え、消費者に不快感を与える種を含めて大量の無脊椎動物が繁殖する場合もあれば、顕微鏡でしか見えないような微生物がまばらに発生する場合もある。

温暖な地域の水道事業者は、一般に無脊椎動物の存在を、それ自体または水の着色とのからみで受容性の問題としてとらえている。無脊椎動物の個体数が多いということは、微生物の増殖などの他の水質問題を生ずるかも知れない有機物が高いレベルにあることも意味している。それに対して熱帯や亜熱帯の国々には、寄生虫の中間宿主の役目を果たす水系無脊椎動物種が存在する。例えば、小型甲殻類 *Cyclops* は *Dracunculus medinensis* (メジナ虫) (7.1.1および11.4参照)の中間宿主である。ただし、メジナ虫の伝播が管路による飲料水供給によって起こるという証拠はない。飲料水中に無脊椎動物、特に可視動物がいると消費者が飲料水供給の質に懸念を抱くもとなるので、制御するべきである。

高速ろ過プロセスを使用している場合は、水道施設や配水管への侵入が問題となる可能性がもっと高いが浄水処理作業を良好に運用していても問題が生じる可能性がある。配水管を水洗または擦り取り(スワビング)で定期的に洗浄することによって、通常は繁殖を制御することができる。

管路給水システム内の無脊椎動物の繁殖対策は、関連文書「管路給水における水の安全性 (Safe piped water)」(付録1)の第6章で詳しく述べる。

鉄バクテリア

水が鉄塩やマンガン塩を含んでいると、鉄バクテリアによる酸化(または空気曝露)によって、水槽、管または水路の壁面に錆色の堆積物が発生したり、堆積物が水中に流出したりすることがある。

10.2 化学的汚染物質

アルミニウム

飲料水中のアルミニウムの起源として主たるものは、天然由来のアルミニウムと、浄水処理過程で凝集剤として用いられるアルミニウムである。アルミニウム濃度が0.1~0.2mg/Lを超えると、水酸化アルミニウムフロックが堆積したり、鉄による水の着色を促進したりする結果、消費者の苦情を招く。したがって、浄水処理プロセスを最適化することによって、配水システムに流入する残留アルミニウムを最小限にとどめることが重要である。運転条件が良好であれば、多くの場合、アルミニウム濃度を0.1mg/L以下に抑えることが可能である。飲料水中のアルミニウムについては、健康に基づくガイドライン値の導出を支持する証拠は見当たらない(8.5.4および12.1参照)。

アンモニア

アルカリ性pHにおけるアンモニアの臭気閾値濃度は約1.5mg/Lであり、アンモニア陽イオンの味閾値は35mg/Lとされている。これらの濃度ではアンモニアが健康に直接影響を及ぼすことはなく、健康に基づくガイドライン値も提示されていない(8.5.3および12.1参照)。しかし、アンモニアは塩素と反応し遊離塩素を減少させクロラミンを生成する。

クロラミン

モノクロラミン、ジクロラミン、およびトリクロラミン(三塩化窒素)の様なクロラミンは塩素がアンモニアとして反応して生成される。クロラミンのなかで、モノクロラミンだけが塩素消毒剤として利用でき、クロラミン処理システムはジクロラミンやトリクロラミンの生成を最小にするよう運用される。より結合塩素原子の多いクロラミン、特にトリクロラミンは、非常に濃度が低い場合を除き、臭味の不満を生じさせる可能性がある。

モノクロラミンについては、濃度が0.5～1.5mg/Lの間では臭味を感じることはなかった。しかし、この範囲内で僅かな感覚刺激効果および臭気と味の閾値として0.65と0.48mg/Lの報告がある。ジクロラミンについては、0.1～0.5 mg/Lの間の感覚刺激効果が「わずか」および「受容可能」ということが確認された。臭気および味の閾値がそれぞれ0.15 および0.13 mg/Lと報告されている。0.02 mg/Lの臭気閾値がトリクロラミンについて報告され、それは「ゼラニウム」の様だといわれている。モノクロラミンのガイドライン値が設定されている(8.5.4 および 12.1 参照)。

塩化物イオン

塩化物イオンの濃度が高いと水や飲料が塩味になる。塩化物陰イオンの味閾値は共存する陽イオンによって異なり、塩化ナトリウム、塩化カリウムおよび塩化カルシウムでは200～300mg/Lである。濃度が250mg/Lを超えると、味でそれとわかる可能性がしだいに高くなるが、消費者によっては低濃度の塩化物イオンによる味に慣れる場合がある。飲料水中の塩化物イオンに関して、健康に基づくガイドライン値は提示されていない(8.5.1および12.1参照)。

塩素

飲料水中の塩素については、5mg/Lを大幅に下回る濃度でも多くの人がその臭味を感知でき、濃度がわずか0.3mg/Lでも感知できる人がある。塩素の味閾値は健康に基づくガイドライン値5mg/L以下である(8.5.4および12.1参照)。

クロロベンゼン

モノクロロベンゼンの臭味閾値は10～20 µg/L、臭気閾値は40～120 µg/Lと報告されている。モノクロロベンゼンについて、健康に基づくガイドライン値は導出されていない(8.5.2および12.1参

照)が、想定されるガイドライン値は報告されている最も低い臭気閾値をはるかに上回る。

1,2-ジクロロベンゼンと1,4-ジクロロベンゼンの臭気閾値は、それぞれ2～10 µg/Lおよび0.3～30 µg/Lと報告されている。味閾値はそれぞれ1 µg/Lおよび6 µg/Lと報告されている。1,2-ジクロロベンゼンに対して導出された1 mg/L、および1,4-ジクロロベンゼンに対する0.3 mg/Lの健康に基づくガイドライン値(8.5.2および12.1参照)は、これらの化合物につき報告されている最も低い臭気閾値をはるかに上回る。

1,2,3-, 1,2,4-および1,3,5-トリクロロベンゼンの臭気閾値は、それぞれ10、5～30および50 µg/Lと報告されている。1,2,4-トリクロロベンゼンの臭気閾値濃度は30 µg/Lと報告されている。トリクロロベンゼンに関して健康に基づくガイドライン値は導出されていないが、想定されるガイドライン値(8.5.2および12.1参照)は、報告されている最も低い臭気閾値5 µg/Lを上回る。

クロロフェノール

クロロフェノール類の臭気閾値は一般に低い。水中の2-クロロフェノール、2,4-ジクロロフェノールおよび2,4,6-トリクロロフェノールの味閾値は、それぞれ0.1、0.3および2µg/Lである。臭気閾値はそれぞれ10、40および300µg/Lである。2,4,6-トリクロロフェノールを含む水でも、味がしない限りは健康上重大なリスクがある可能性はまずない(8.5.4および12.1参照)。配水システム中の微生物が、クロロフェノールをメチル化して塩化アニソールを産生することがある。塩化アニソールの臭気閾値は、クロロフェノールのそれより大幅に低い。

色度

理想としては、飲料水には目に見える色がついているべきではない。飲料水の色度は、普通、土壌の腐植質に関連する着色有機物質(主としてフミン酸やフルボ酸)が存在していることによる。天然の不純物として、あるいは腐食生成物として存在する鉄その他の金属も、色度に大きな影響を与える。色度は産業排水による水源汚染のせいで生じる場合もあるため、危害状況を示す最初の徴候となることがある。飲料水供給で色がついている場合、とくに著しい変化が生じている場合には、その原因を調査するべきである。

コップに入れた水の真色度が15度(TCU)以上の場合、大抵の人が色を認識できる。色度が15 TCU以下なら多くの場合消費者に受容される。また、天然の有機炭素(例えばフミン)からの色度の高さが、消毒プロセスにおいて副生成物が生成されやすい傾向が高いことを示している場合もある。水道水中の色度に関して、健康に基づくガイドライン値は提示されていない。

銅

飲料水供給に含まれる銅は、普通、水の腐食作用によって建築物内の銅管から溶け出した銅である。場合によっては、高濃度の溶存酸素により銅の腐食が促進されることが示されてきた。その濃度は、水と銅管との接触時間によって大きく異なる。例えば、給水栓をひねった直後の水は、十分に水を流したあと採取したサンプルに比して銅濃度がより高いことが予測される。濃度が高いと、水を家事用水として利用する際の妨げとなる。銅濃度が1mg/L以上であると、衛生器具や洗濯物が着色するかもしれない。5mg/L以上であると水に色や不快な苦みが生じる。銅は水に味をつける可能性があるが、2 mg/Lという健康に基づくガイドライン値のレベルなら受容される(8.5.4、12.1および付録5のA5.3参照)。

溶存酸素

水の溶存酸素濃度は、水源、原水温度、浄水処理および配水システム内で進行する化学的または生物学的プロセスの影響を受ける。水供給で溶存酸素が減ると、硝酸イオンから亜硝酸イオンへ、硫酸イオンから亜硫酸イオンへの微生物学的還元を促すことがある。また、水中の第一鉄イオンの濃度を増加させ、給水栓での曝気によって着色することがある。健康に基づくガイドライン値は勧告されていない。しかし、溶存酸素の濃度が非常に高いと金属管の腐食が激しくなるかもしれない。

エチルベンゼン

エチルベンゼンは芳香臭を有する。水中の臭気閾値は2～130 μ g/Lと報告されている。報告されている最も低い臭気閾値は、健康に基づくガイドライン値である0.3mg/Lの100分の1である(8.5.2および12.1参照)。味閾値は72～200 μ g/Lである。

硬度

カルシウムやマグネシウムによる硬度の一般的徴候は、石けんのスカムが析出することや、洗濯の際に石けんを多めに使わなければならないことである。硬度が変化した場合は、消費者が気付く可能性が高い。水の硬度に対する消費者の受容性はコミュニティーごとに大きく異なる。カルシウムイオンの味閾値は、結合している陰イオンにもよるが100～300mg/Lである。マグネシウムの味閾値は、カルシウムのそれよりおそらく低い。場合によっては、硬度が500mg/Lを超えても消費者が許容することもある。

水の硬度が約200mg/L以上であると、pHやアルカリ度といった他の諸要因の相互作用によって、浄水処理施設、配水システム、建築物内の管や水槽にスケールが堆積することがある。また、石けんの多量の消費により「スカム」が形成される。硬水を加熱すると炭酸カルシウムスケールの堆積物が形成される。対照的に、必ずしも陽イオン交換軟水に限らないが硬度100mg/L以下の軟

水は緩衝能が低いことがあり、そのような場合には管に対する腐食性が高い。

水道水の硬度に関して、健康に基づくガイドライン値は提示されていない(関連文書「飲料水中のカルシウムとマグネシウム(*Calcium and magnesium in drinking-water*)」(付録1)参照)。

硫化水素

水中の硫化水素の臭味閾値は0.05～0.1mg/Lと推定される。一部の地下水や配水システム内の停滞水で硫化水素の「腐卵」臭が著しいことがあるが、これは酸素の減少に起因する細菌活動の結果として生じる硫酸イオンの還元が原因である。

十分に曝気または塩素処理された水中では、硫化物は速やかに酸化されて硫酸イオンとなるため、酸化処理された水供給での硫化水素濃度は非常に低いのが普通である。飲料水に硫化水素が含まれていると消費者はすぐ気付くので、直ちに改善措置をとる必要がある。ヒトが飲料水から有害な量の硫化水素を摂取することはまずないので、これについては健康に基づくガイドライン値は導出されていない(8.5.1および12.1参照)。

鉄

嫌気性の地下水には、たとえ井戸から直接ポンプで揚水した時点で着色や濁りがなくても、最大で数mg/Lの第一鉄イオンが含まれている場合がある。しかし、曝気すると第一鉄イオンは酸化されて第二鉄イオンとなり、水を不快な赤褐色に染める。

鉄は「鉄バクテリア」の成長も促す。鉄バクテリアは第一鉄イオンから第二鉄イオンへの酸化によってエネルギーを得、その過程で管内にスライム状の被膜を堆積させる。鉄の濃度が0.3mg/L以上であると洗濯物や給水用具が着色する。鉄濃度が0.3mg/L以下の場合には通常は顕著な味はないが、濁度や色度が生じることがある。鉄について健康に基づくガイドライン値は提示されていない(8.5.4および12.1参照)。

マンガン

飲料水供給のマンガン濃度が0.1mg/Lを超えていると、不快な味がついたり衛生器具や洗濯物が汚れることがある。飲料水にマンガンが含まれていると、鉄の場合と同様に、配水システム内に堆積物が生じることがある。濃度が0.1mg/L以下であれば、普通は消費者に受容される。マンガンは濃度が0.2mg/L程度でも管内に被膜が形成されることがしばしばあり、この被膜は剥離して黒色析出物となる場合がある。マンガンの健康に基づく値0.4 mg/Lは、上記の受容性閾値0.1mg/Lより高い(8.5.1および12.1参照)。

石油類

石油類による汚染を受けると、飲料水中の臭気閾値が低い多数の低分子炭化水素が検出され

る。ベンゼン、トルエン、エチルベンゼンおよびキシレン(BTEX)については、健康に基づくガイドライン値が導出されているため、本節で個別にとりあげている。ただし、それ以外の多くの炭化水素、特にトリメチルベンゼンなどのアルキルベンゼンは、数 $\mu\text{g/L}$ の濃度で「ディーゼル油様」の極めて不快な臭気を生じさせることがある。低分子芳香族炭化水素の混合物の味閾値は個々の物質の閾値より低いことが経験上示されている。ディーゼル油は特にこのような物質を豊富に含んでいる。

pH と腐食

pHは通常は消費者に直接の影響を与えないが、水質上の最も重要な運転管理パラメータの一つである。水の十分な清澄化と消毒をはかるためには、浄水処理の全段階でpH管理に注意を払う必要がある(関連文書「管路給水における水の安全性(*Safe piped water*)」(付録1)参照)。塩素消毒の効果を上げるためには、pHは8以下であることが望ましい。ただし、pHの低い水(およそpH 7以下)は腐食作用を持つ可能性がより高い。配水システムに送る水のpHを制御することにより、配水管や給水管の腐食を最小限にとどめる必要がある。アルカリ度やカルシウムの管理もまた水の安定性に寄与し、管や設備に対する水の侵食を制御する。腐食作用を最小限にとどめることができないと、飲料水の汚染および味や外観への悪影響が生じるおそれがある。必要最適pHは、水の組成や配水システムに使われている材料の特性に応じて水供給ごとに異なるが、一般に6.5～8.5である(8.4.3参照)。漏洩事故、処理機能の故障、養生が不十分なセメントモルタル管のライニング、または、水のアルカリ度が低いときに施したセメントモルタルライニングのために、pHが極端な値をとることがある。pHに関して、健康に基づくガイドライン値は提示されていない(12.1参照)。

ナトリウム

水中のナトリウムの味閾値濃度は、共存している陰イオンや水温によって異なる。常温でのナトリウムの平均味閾値は約200mg/Lである。飲料水から日常の摂取への影響は少ないので、健康に基づくガイドライン値は導き出されていない(8.5.1および12.1参照)。

スチレン

スチレンは甘いまたは不快な臭気をもち、水中での臭気閾値は温度に応じて0.004～2.6 mg/Lと報告されている。そのため、0.02 mg/Lという健康に基づくガイドライン値を下回る水中濃度でも感知されることがある(8.5.2および12.1参照)。

硫酸イオン

飲料水中に硫酸イオンが存在すると味を生じることがあり、さらに、濃度が非常に高いと慣れて

いない消費者には下剂的効果をもたらす可能性もある。味の悪化は、共存している陽イオンの特性によって異なる。味閾値の範囲は、硫酸ナトリウムの250mg/Lから硫酸カルシウムの1,000mg/Lにまで及ぶ。一般に、濃度が250mg/L以下なら味の悪化は最小限とされている。硫酸イオンに関して、健康に基づくガイドライン値は導出されていない(8.5.1および12.1参照)。

合成洗剤

多くの国では、難分解性の陰イオン洗剤の代わりにより生分解しやすいタイプのものを使用するようになったため、水源での合成洗剤濃度は大幅に減少している。飲料水中の洗剤濃度が、発泡や味の問題が生じるレベルに達することは許容すべきでない。どのようなものであれ洗剤の存在は、例えば逆流の結果として、下水または洗剤溶液が配水システムへ侵入することによる原水汚染の徴候である可能性がある。

トルエン

トルエンは甘く刺激的なベンゼン様の臭気を持つ。報告されている味閾値は0.04～0.12mg/Lである。水中のトルエンの臭気閾値は、報告によれば0.024～0.17mg/Lである。したがって、トルエンは、健康に基づくガイドライン値である0.7mg/Lに達しない濃度でも、水の受容性に影響を及ぼすことがある(8.5.2および12.1参照)。

溶解性物質(TDS)

一般に、溶解性物質(TDS)濃度が約600mg/L以下の水は風味が良いとされている。TDS濃度が約1,000mg/Lを超えると、飲料水の風味は格段に悪化する。TDSの濃度が高いと、管、ヒーター、ボイラー、給水用具などの内部に過度なスケールが生じるため、消費者の苦情がもたらされることがある。TDSに関して、健康に基づくガイドライン値は提示されていない(8.5.1および12.1参照)。

濁度

水の濁度は、光が水を通過することを妨げる懸濁粒子やコロイド状物質によって生じる。それは、無機物、有機物、またはこれら二つの組み合わせによって生じる。微生物(細菌、ウイルス、原虫)は一般には粒子に付着しており、ろ過による濁度の除去は浄水処理水中の微生物汚染を大幅に除去する。ある種の地下水水源の濁度は、不活性粘土または石灰岩粒子、または水が嫌気性の水から汲み上げられるときの不溶還元鉄およびその他酸化物の沈殿の結果であるのに対し、地表水の濁度は多種の懸濁物質の結果かもしれないが、健康に対して脅威がある付着微生物を含む可能性が高いと思われる。配水システム中の濁度は堆積物や生物膜の擾乱として起こる可能性があるが、システム外から汚水が侵入することによっても起こる。

さらに、濁度は、生物を保護し、消毒の効果を著しく妨げる可能性があり、多くの浄水処理は消

毒の前に懸濁物質の除去をするよう指示されている。これは、塩素やオゾンなどの化学消毒剤の消毒の効率を向上するだけでなく、水中の光の伝播が粒子により弱められるので、紫外線放射等の物理的消毒プロセスの効果を確保する重要な一つの過程でもある。

凝集や沈殿、およびろ過による懸濁物質の除去は飲料水の安全達成において、重要なバリアである。濁度上昇が起こる地表水源および地下水—例えば、地表水の影響下にある場合—からの水の（消毒前の）ろ過により低濁度を達成することは、微生物学的に安全な水を確保するために特に推奨される。

濁度は、目に見える雲状の濁りのため、水に対する消費者の受容性にも悪い影響を与える可能性がある。濁度そのもの（例えば、地下水のミネラルまたは石灰処理からの炭酸カルシウムの後沈）は必ずしも健康に対する脅威ではないが、特に不十分な処理またはろ過されていない地表水については、健康影響が懸念される汚染物質の存在の可能性を示す重要な指標である。高い濁度および配水中の濁度の発生と相関する消化器系感染のリスクの増大を示すデータが出されている。これは、濁度が微生物学的汚染の潜在的な発生源の指標の役をはたしているからかもしれない。したがって、濁度が発生した場合は、調査を行い、原因を正す一方で、水の安全性を達成するため、システムの種類による制約およびの配水管理の一部として利用できる資源の範囲内で、可能な限り濁度を抑えるべきである。濁度はまた、水供給の資源や処理に関する投資の判断をする際の重要な検討事項でもあり、制御すべき危害因子として水安全計画に明記すべきである。

濁度は濁度単位 (NTU) で測定され、概ね 4.0 NTU を超えると裸眼で認識することができるようになる。しかし、消毒の効果を確認するためには、濁度は 1 NTU を超えるべきではなく、もっと低い方が望ましい。良好に運営されている市町村の大規模な供給では、消毒前で常時 0.5 NTU 未満を達成できるべきであり、平均は 0.2 NTU 以下であるべきである。消毒前で 0.3 NTU 未満を達成する地表水（および地表水の影響を受ける地下水）システムは、それが、懸濁物質に吸着する病原体に対して有効なバリアを有することを示している。特に重要なのは、これがクリプトスポリジウムなどの塩素耐性病原体の除去に関する良好な指標になるという事実である。

水源が限られ、また処理が限られるか未処理の小規模な水供給では、そのような低いレベルの濁度は達成できないかもしれない。そのような場合、濁度 5 NTU 未満の水をつくることを目標にすべきで、もし可能であれば 1 NTU 未満とする。その多くは農業地であるが、多くのこのような小規模の供給では、5 NTU 未満の濁度を測定することは、大きな費用課題となるかもしれないので、より低い濁度を測定できる低価格の測定システムを提供することが重要な要求の一つである。

水が高濃度の溶存空気成分を持つとき、放出された微細な空気の泡により濁度が生じることが時折ある。そのような濁度は表面近くですぐに無くなるが、消費者は心配するかもしれず、こういったことが起きないように配水システムを管理する取り組みがなされるべきである。

キシレン

キシレンの濃度が0.3mg/L程度であれば、臭味を感知し得る。水中でのキシレン異性体の臭気閾値は、0.02～1.8mg/Lと報告されている。最も低い臭気閾値は、キシレンにつき導出された0.5mg/Lという健康に基づくガイドライン値よりかなり低い(8.5.2および12.1参照)。

亜鉛

亜鉛は、約4mg/L(硫酸亜鉛として)の味閾値濃度で水に不快な渋味を与える。亜鉛濃度が3～5mg/Lを超えると水は乳白色を呈することがあり、煮沸すると油状の被膜が生じることがある。飲料水中の亜鉛濃度が0.1mg/Lを上回することはめったにないが、給水栓水の亜鉛濃度は、旧式のめっき給水用具に使われている亜鉛のために、それよりかなり高い場合があり、これはそのような古い材料からのカドミウムの上昇の指標ともなるかもしれない。飲料水中の亜鉛に関して、健康に基づくガイドライン値は提示されていない(8.5.4および12.1参照)。

10.3 臭味および外観の問題に対処するための浄水処理

多くの場合、外観上の問題は、凝集、沈殿および塩素処理などの通常の処理プロセスを最適化することにより防ぐことができる。しかし、特定の処理が必要だとされた場合、曝気、粒状または粉末状活性炭、およびオゾン処理が、臭味を生じさせる有機化学物質や硫化水素など、ある種の無機化学物質を除去する、一般的に有効な方法である(付録5参照)。

消毒剤から生じる臭味を制御する最善の方法は、消毒プロセスや前駆物質を取り除くための前処理を注意深く運用することである。

マンガンは、塩素処理に続いてろ過を行うことで除去し得る。硫化水素の除去技術としては、曝気、粒状活性炭、ろ過および酸化がある。アンモニアは、生物学的硝化によって除去し得る。硬度を低下させるには凝析軟化処理や陽イオン交換が有効である。臭味を生じさせるそれ以外の無機化学物質(例えば、塩化物イオン、硫酸イオンなど)は、一般に処理が困難である(関連文書「飲料水の化学的安全性(*Chemical safety of drinking-water*)」(付録1)参照)。

10.4 温度

一般に冷たい水の方が温かい水より風味が良く、温度は、味に影響を及ぼす多くの無機成分や化学的汚染物質の受容性に影響を与える。水温が高いと微生物の増殖を促し、臭味、色および腐食に関連する問題を悪化させることがある。

第11章 微生物ファクトシート

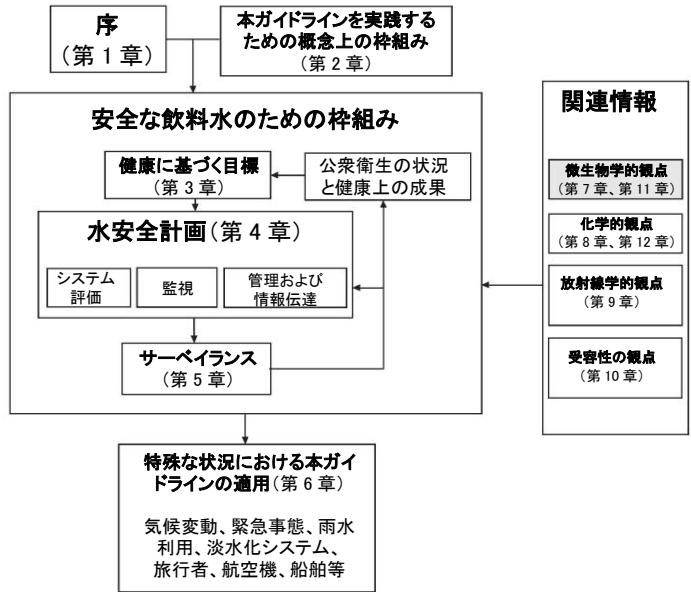
ファクトシートでは、水系感染のおそれがある病原微生物とその指標となる微生物について記載する。

疾病を引き起こすおそれがある水系感染微生物には、以下のものがある。

- 表 7.1 および図 7.1 に示す細菌、ウイルス、原虫および蠕虫。ただし、主に水浴や洗濯中に、汚染された地表水と接触することにより感染する住血吸虫属吸虫 (*Schistosoma*) を除く。
- 新興病原微生物と考えられるもの。水系伝播すると考えられるが未確認であるヘリコバクター・ピロリ (*Helicobacter pylori*)、ツカムレラ (*Tsukamurella*)、戦争イソスポーラ (*Isospora belli*) および微孢子虫を含む。
- バチルス属。食中毒菌のセレウス菌 (*Bacillus cereus*) を含むが、現在のところその水系伝播を示す証拠はない。
- 有害シアノバクテリア。

水系伝播により引き起こされるヒトへの健康影響は、軽い胃腸炎から重篤でときには致命的な下痢、赤痢、肝炎および腸チフスまで多岐にわたる。汚染された水は、コレラ、赤痢およびクリプトスポリジウム症などの大規模発生の原因となる。ただし、水系病原微生物の多くは、水以外にも、ヒト-ヒト接触や食品などのような重要な感染経路を持つ。

飲料水供給に混入したヒトまたは動物の糞便中の水系病原微生物の多くは、水中で増殖することはなく、摂取後に消化管感染を引き起こす。しかし、レジオネラ属菌、非定型抗酸菌、類鼻疽



菌(*Burkholderia pseudomallei*)、アcantアメーバ属(*Acanthamoeba* spp.)およびネグレリア・フォーレリ(*Naegleria fowleri*)は、水中および土壌中で増殖可能な環境生物である。伝播経路としては、経口摂取のほか、呼吸器感染を引き起こす吸入(例えば、レジオネラ属菌、非定型抗酸菌など)、皮膚や脳などの多様な部位の感染を引き起こす接触(例えば、ネグレリア・フォーレリ、類鼻疽菌など)がある。

すべての水系病原微生物の中で、メジナ虫(*Dracunculus medinensis*)は、もっぱら飲料水を介して伝播する唯一の病原微生物である。

この病原微生物ファクトシートには、ヒトへの健康影響、汚染源および生息状態、伝播経路、ならびに、感染源としての飲料水の重要性に関する情報を記載している。また、予防策の有効性に関する、または、病原微生物の存在に関する指標として利用し得る微生物のファクトシートでは、指標としての価値、汚染源および生息状態、適用、ならびに、検出の重要性に関する情報を記載している。

11.1 病原細菌

水系伝播するおそれがある病原細菌の多くは、消化管に感染し、感染したヒトおよび動物の糞便中に排泄される。しかし、水中や土壌中で増殖可能な、レジオネラ属菌、類鼻疽菌および非定型抗酸菌などの水系病原細菌もある。これらの細菌の伝播経路には、吸入や接触(水浴)などがあり、呼吸器、皮膚の外傷または脳に感染する。

アシネトバクター属(*Acinetobacter*)

一般情報

アシネトバクター属菌は、グラム陰性、オキシダーゼ陰性、非運動性の短桿菌(膨らんだ短い棒状)である。個々の種および生物型(biovars)の区別が困難なため、*A. baumannii*、*A. iwoffii*、*A. junii*などのサブグループ全体を含めて、*Acinetobacter calcoaceticus baumannii* コンプレックスという用語で分類することがある。

ヒトへの健康影響

アシネトバクター属菌は通常は共生生物であるが、主として感受性の高い入院患者に感染することがある。アシネトバクター属菌は、尿管感染、肺炎、菌血症、二次性髄膜炎および創傷感染を引き起こす日和見病原細菌である。これらの疾病は、悪性腫瘍、火傷、大手術および新生児や高齢者といった免疫弱者などの要因があると罹患しやすくなる。ヘルスケア施設においては、院内感染を引き起こす多剤耐性*A. calcoaceticus baumannii* コンプレックスの出現とその急速な拡大に対する注意が必要である。

汚染源および生息状態

アシネトバクター属菌は、土壌、水および下水中に広く生息する。アシネトバクター属菌は、地表水試料の 97%において 100 個/mL を上限に分離されている。本細菌は飲料水試料の従属栄養細菌数 (HPC) の 1.0~5.5%を占めることが知られており配水試料の 5~92%から分離されている。米国での未処理地下水の調査において、アシネトバクター属菌は地下水を水源とする水供給の 38%で検出され、その算術平均濃度は 8 個/100mL であった。また、この調査によって、井戸水からの分離株と臨床株との間で、*A. calcoaceticus* の病原因子であるスライムの生成に大きな差がないことが明らかになっている。このことは、地下水分離株に病原の可能性のある程度存在することを示唆している。アシネトバクター属菌は、健康なヒトの皮膚やときに呼吸器に生息する自然微生物叢の一部である。

曝露経路

病院内の環境中に汚染源が存在することと、ヒト-ヒト伝播することによって、ほとんどの院内感染が発生していると考えられる。感染は、創傷や火傷との接触、あるいは、感受性の高い患者の吸入によって起こることが多い。アシネトバクター菌血症患者においては、静脈カテーテルも感染源となっている。集団感染は、入浴や加湿器の使用と関連している。通常、経口摂取は感染経路とはならない。

飲料水における重要性

アシネトバクター属菌は浄水処理した飲料水供給からしばしば検出されるが、飲料水中のアシネトバクター属菌と臨床例との関連性は確認されていない。飲料水中のアシネトバクターの経口摂取により、一般集団に胃腸への感染が起こるといった証拠はない。しかし、特にヘルスケア施設や病院のような環境では、感受性の高い患者に対して、飲料水が原因となって非消化器系感染が起こる可能性がある。第 6 章で述べたように、病院や他のヘルスケア施設は、建築物における水安全計画 (WSP) を策定するべきである。この水安全計画では、入所者に固有の感受性を考慮する必要がある。アシネトバクター属菌は塩素などの消毒剤に弱く、消毒剤が残留していれば菌数は減る。配水システムにおいて本細菌の増殖を防ぐ手段は、有機炭素除去効率を最適化した浄水処理、配水システムにおける水の滞留時間の制限および残留消毒剤の保持である。アシネトバクターは HPC として検出されることから、残留消毒剤などの他のパラメータとともに、HPC を本細菌の増殖を支える条件に関する指標として用いることができる。しかし、大腸菌 (またはその代替として、糞便性大腸菌群) は、アシネトバクター属菌による汚染の有無に関する指標としては使えない。

関連文書

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.

エロモナス (*Aeromonas*)

一般情報

エロモナス属菌は、グラム陰性、非芽胞形成、通性嫌気性の桿菌で、ビブリオ科に属する。エロモナス属は腸内細菌科の細菌と多くの共通点を持つ。本属は2群に分けられる。その一群である非運動性で低温性のエロモナスは、*A. salmonicida*の1種のみである。*A. salmonicida*は魚類固有の病原細菌なので、ここではこれ以上記述しない。もう一群の運動性のある(単極鞭毛)中温性のエロモナスは、ヒトへの健康影響が考えられ、*A. hydrophila*、*A. caviae*、*A. veronii* subsp. *sobria*、*A. jandaei*、*A. veronii* subsp. *veronii*、*A. schubertii*から成る。本細菌は淡水に生息し、水、土壌および多くの食品、特に食肉と牛乳に存在する。

ヒトへの健康影響

エロモナス属菌は、敗血症、特に免疫不全患者において創傷感染と呼吸器感染を引き起こす。エロモナスが消化器系疾患を引き起こすという説があるが、疫学的な確証はない。エロモナス属菌は、生体外における毒素産生が著しいものの、実験動物やヒトボランティアに下痢を引き起こした例は知られていない。

汚染源および生息状態

エロモナス属菌は、水、土壌および食品、特に食肉、魚および牛乳から検出される。エロモナス属菌は一般にほとんどの淡水から容易に検出され、また、主に配水システムで再増殖した結果として、多くの浄水処理している飲料水供給で検出されている。配水システムにおけるエロモナス属

菌の存在に影響する要因は十分に解明されていないが、有機物含有量、水温、配水管網における水の滞留時間および残留塩素の存在が、菌の存在量に影響することがわかっている。

曝露経路

創傷感染は、汚染土壌や、水泳、ダイビング、ボートおよび釣りなどの水と接触する活動と関係がある。創傷感染が進んで敗血症に至ることがある。免疫不全患者の場合、自身の消化管内に存在するエロモナスが原因で、敗血症が起こる可能性がある。

飲料水における重要性

飲料水からエロモナス属菌がしばしば分離されるにもかかわらず、本細菌の水系伝播を示す証拠は十分でない。飲料水から検出される典型的なエロモナスは、胃腸炎を引き起こすものとは DNA グループが異なる。飲料水供給において、エロモナス属菌は一般に不快微生物と考えられている。配水システムへのエロモナスの侵入は、適切な消毒により最小限に抑えることができる。配水システムにおける本細菌の増殖の予防策は、有機炭素除去を最適化した浄水処理、配水システムにおける水の滞留時間の制限および残留消毒剤の保持である。エロモナス属菌は HPC として分離されることから、残留消毒剤などの他のパラメータとともに、HPC を本細菌の増殖を支える条件に関する指標として用いることができる。しかし、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、エロモナス属菌による汚染の有無に関する指標としては使えない。

関連文書

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.

バチルス属 (*Bacillus*)

一般情報

バチルス属菌は、大型(4~10 μ m)で、グラム陽性、偏性好気性または通性嫌気性の莢膜を持つ桿菌である。本細菌は芽胞形成という重要な特徴を持ち、この芽胞は、菌にとって不利な環境に対して極めて高い抵抗力を持つ。バチルス属は、*B. polymyxa*、*B. subtilis* (*B. cereus*)と*B.*

*licheniformis*を含む)、*B. brevis*および*B. anthracis*の各サブグループに分類される。

ヒトへの健康影響

ほとんどのバチルスは無害であるが、ヒトや動物に病原性を持つ種類がある。セレウス菌はブドウ球菌に似た食中毒を引き起こす。いくつかの株は食品中で芽胞の発芽とともに耐熱性の毒素を産生し、摂食後1～5時間以内に嘔吐を引き起こす。他の株は易熱性(熱に不安定な性質)のエンテロトキシンを産生し、摂食後10～15時間以内に下痢を引き起こす。セレウス菌は、免疫不全患者に対しては、嘔吐や下痢の症状だけでなく、菌血症を引き起こすことが知られている。*B. anthracis*(炭疽菌)はヒトや動物に炭疽を引き起こす。

汚染源および生息状態

バチルスは、土壌や水などの幅広い自然環境に普通に存在する。本細菌は、ほとんどの飲料水供給でHPCとして容易に検出される細菌の一部を構成する。

曝露経路

バチルスによる感染は、生乳や肉製品はもとより、特に米飯、パスタおよび野菜など、種々の食品の摂取と関連している。菌体そのものあるいは菌が産生した毒素を経口摂取することにより、疾病に至る。飲料水は、*B. cereus*を含む病原性バチルスの感染源として特定されていない。バチルス胃腸炎の水系伝播は未だ確認されていない。

飲料水における重要性

バチルスは、適切な浄水処理と消毒が施されている場合を含め、飲料水供給においてしばしば検出される。これは主に芽胞が消毒に耐性を持つためである。水系感染するバチルス属菌が意義があるという証拠がないことから、特別な管理上の対策は必要とされない。

関連文書

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).

類鼻疽菌(*Burkholderia pseudomallei*)

一般情報

類鼻疽菌はグラム陰性の桿菌で、主にオーストラリア北部および東南アジアなどの熱帯地方の土壌や泥水から普通に検出される。本細菌は酸抵抗性で、栄養がなくても水中に長期間生残す

る。

ヒトへの健康影響

類鼻疽菌は、オーストラリア北部およびその他の熱帯地方の風土病である類鼻疽を引き起こす。最もよく見られる臨床症状は肺炎で、致命的になることがある。このうちのある地域では、類鼻疽が市中肺炎の最大原因となっている。発生は年間を通じて見られるが、ピークは雨期である。患者の多くは軽い肺炎を呈するが、適切な抗生物質によく反応する。一方、重篤な敗血性肺炎を呈することもある。その他の症状には、皮膚膿瘍または潰瘍、内臓の膿瘍、脳幹脳炎や急性対麻痺といったまれな神経疾患がある。類鼻疽は健康な小児や成人にも発症するが、主に基礎疾患や低栄養あるいは低生活条件のために身体全体の健康状態の悪化により感染に対する防御機構が低下した人が発症する。

汚染源および生息状態

本細菌は、主に熱帯地方の土壌や地表にたまった泥水に存在し、そこから水源、ひいては飲料水供給に入り込む。重大な感染リスクをもたらすに足る飲料水中の細菌数は不明である。

曝露経路

ほとんどの感染は、皮膚の切り傷や擦り傷に汚染水が接触することにより起こる。東南アジアでは、水田が重要な感染源となっている。その他の感染経路、特に吸入や経口摂取によっても感染することがある。これらの感染経路の内ではいずれの経路が重要であるかは不明である。

飲料水における重要性

オーストラリアの2件の類鼻疽発生例では、患者および飲料水供給から、同一菌株と思われる類鼻疽菌が分離された。一方の飲料水供給では、管の取替え作業および塩素消毒の故障のあとに本細菌が検出され、もう一方の飲料水供給では塩素消毒が行われていなかった。水安全計画のもとでの本細菌に対する効果的な予防策は、飲料水の確実な浄水処理と消毒を実施することとともに、配水システムを修繕や維持管理の際も含めて汚染から保護することである。浄水処理効果の尺度としてHPCと残留消毒剤を測定し、配水管の適切な修繕を実施することが、類鼻疽菌に対する防御策となる。本細菌は環境中に生息するため、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、本細菌による汚染の有無に関する指標としては適さない。

関連文書

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.

Ingris TJJ et al. (2000) Outbreak strain of *Burkholderia pseudomallei* traced to water treatment plant. *Emerging Infectious Diseases*, 6: 56-59.

カンピロバクター属 (*Campylobacter*)

一般情報

カンピロバクター属菌は、微好気性(低濃度の酸素を必要とする)かつ二酸化炭素要求性(濃度を高めた二酸化炭素を必要とする)、グラム陰性、無鞘性の単極鞭毛を持つ湾曲した螺旋型の桿菌である。カンピロバクターは世界中で急性胃腸炎の主要な原因の一つとなっている。急性下痢症の患者から *C. jejuni* が最も頻繁に分離されるが、*C. coli*、*C. laridis* および *C. fetus* も割合は低いものの分離されている。ヘリコバクター (*Helicobacter*) 属とアルコバクター (*Archobacter*) 属には、以前にカンピロバクター属に分類されていた菌種が含まれている。

ヒトへの健康影響

C. jejuni の重要な特徴は、他の病原細菌と比べて比較的高い感染力を持つことである。1,000 個程度の菌数で感染が成立する。ほとんどの有症例は、乳幼児に見られている。潜伏期は普通 2～4 日である。*C. jejuni* に感染した場合の特徴的な臨床症状は、腹痛、下痢(出血または糞便中に白血球の排出を伴う場合と伴わない場合がある)、嘔吐、悪寒、発熱である。感染は自然治癒し、3～7 日で回復する。治療を施さなかった場合、患者の 5～10% が再発する可能性がある。その他の臨床症状としては、反応性関節炎と髄膜炎がある。また、末梢神経の急性脱髄性疾患であるギランバレー症候群と *C. jejuni* 感染とを関連付ける報告がいくつかある。

汚染源および生息状態

カンピロバクターは様々な環境に存在する。野生動物および家畜、特に家禽、野鳥および牛が重要な保有宿主である。ペットやその他の動物も保有宿主になり得る。食肉、未殺菌の牛乳などの食品は、カンピロバクター感染の重要な感染源である。水も重要な感染源である。地表水におけるカンピロバクターの汚染の有無は、降雨、水温および水鳥の存在といった要因に深く関わることがわかっている。

曝露経路

カンピロバクター感染に関する報告は、一般的な感染源とされる食品による散発的なケースが

ほとんどである。ヒトへの伝播は主に動物加工品の摂取によるものが多く、食肉、特に家禽加工品と未殺菌の牛乳が重要な感染源である。汚染された飲料水供給が集団発生の原因として特定されている。この場合、地表水を水源とする塩素消毒していないか消毒が不十分な飲料水供給および野鳥の糞便による貯水の汚染などが原因であり、一事例当たりの患者数は数人から数千人にのぼる。

飲料水における重要性

汚染された飲料水供給は、カンピロバクター症の集団発生の重要な原因とされており、水系集団感染事例数および患者数が増加傾向にある。水系を介した伝播は患者と患者が飲んだ飲料水から同一菌株が分離されることによって確認される。水安全計画のもとでの、カンピロバクターによるリスクに対する予防策は、動物やヒトの排泄物による水源汚染の防止、適切な浄水処理および配水過程での汚染防止である。浄水処理して消毒した水の貯留槽は、鳥の糞便から守る必要がある。カンピロバクターは糞便由来の病原細菌であり、消毒に対して特に耐性があるわけではない。そのため、大腸菌(または、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるカンピロバクターによる汚染の有無を確認するための指標として有効である。

関連文書

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-Barre syndrome associated with *Campylobacter* infection. *Pediatric Infectious Diseases Journal*, 10: 149-151.

エンテロバクター・サカザキ (*Enterobacter sakazakii*)

一般情報

E. sakazakii は、運動性、グラム陰性、無芽胞の桿菌で、粉ミルクの汚染物として発見された。エンテロバクター属菌は生化学的にはクレブシエラ属に似ている。しかし、クレブシエラ属とは異なり、エンテロバクター属はオルチニン陽性である。*E. sakazakii* は、エンテロバクター属に属する他の種に比べ浸透圧や乾燥のストレスに対する耐性が高いことが判っている。

ヒトへの健康影響

E. sakazakii は敗血症、髄膜炎、脳炎、および壊死性腸炎の散発例あるいは小規模に起こる集団発生と関連している。感染の多くは低出生体重の乳児（つまり 2 kg 未満）または未熟児として生まれた乳児（つまり、妊娠 37 週未満）にみられる。致死率は 50%の高さまで報告されたことがあるが、近年は 20%未満まで減少している。

汚染源および生息状態

E. sakazakii の保有宿主は不明である。環境中の様々な試料（地表水、土、泥、鳥の糞便）が試験されたが陰性であった。*E. sakazakii* は特定の種類のハエの消化管で見つかっている。この菌は粉ミルクやその他の食品材料を製造する工場や家庭において頻繁に見つかっている。市販用に製造された非殺菌の粉ミルクは、集団発生においてしばしば細菌の感染源として関与しているとされた。141 種の粉ミルクの調査において、20 種について、その粉ミルクが大腸菌群に対する Codex の微生物要件 (3CFU/g 未満) を満たしていたにもかかわらず、*E. sakazakii* に対し培養陽性であることが明らかになった。当該細菌は開封した後の密閉缶の試料の中からも見つかっている。粉ミルク以外にはその細菌の感染源は見つかっていないが、おそらく周囲環境に感染源が存在する。

曝露経路

乳児における *E. sakazakii* による疾病は市販用の非殺菌粉ミルクの消費と関連づけられてきた。汚染は、粉ミルクそのもの、または粉ミルクを溶かす器具類（例えば、ブレンダー）との関連があった。発生した集団発生の多くは、粉ミルクを作る過程で確認できるような衛生上の過失もなく発生している。粉ミルクを溶かすのに使われた飲料水水源では係る菌は見見されていない。ヒト-ヒト感染や、より一般的な環境での伝播の証拠は無い。

飲料水における重要性

係る菌が低水質の水中に存在するかもしれないということは妥当であるが、これらの細菌が飲料水を介して伝播するという証拠はない。*E. sakazakii* は消毒剤に対し弱く、十分な処理で発生を防止することができる。

関連文書

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).

病原性大腸菌 (*Escherichia coli* 病原株)

一般情報

大腸菌はヒトおよび動物の正常な腸内細菌叢に数多く存在し、通常は無害である。しかし、体内の他の部分では、大腸菌は尿路感染、菌血症および髄膜炎などの深刻な疾病を引き起こすことがある。腸管病原性を持つ菌株は限られており、急性の下痢を引き起こす。病原性大腸菌は、毒性因子の違いに基づいて腸管出血性大腸菌 (EHEC)、腸管毒素原性大腸菌 (ETEC)、腸管病原性大腸菌 (EPEC)、腸管組織侵入性大腸菌 (EIEC)、腸管凝集性大腸菌 (EAEC) および分散接着性大腸菌 (DAEC) に分けられる。前の4種類に関する病原性や罹患率はよく調べられているが、EAECとDAECに関してはまだよくわかっていない。

ヒトへの健康影響

EHEC血清型のうち、大腸菌O157: H7や大腸菌O111などは、軽症で出血を伴わない下痢から、出血性大腸炎と区別がつかないほど激しい下痢までを引き起こす。症例の2~7%は、急性腎不全や溶血性貧血を特徴とする致命的な溶血性尿毒症症候群を発症する。5歳未満の小児は溶血性尿毒症症候群の発症リスクが最も高い。EHEC株の感染力は他の株よりもかなり高い。わずか100個程度のEHECで感染が成立する。ETECは易熱性あるいは耐熱性の大腸菌エンテロトキシンのどちらか、または両方を同時に産生し、発展途上国の特に小児における下痢症の重要な原因となっている。ETECに感染した場合の症状は、軽度の水様性の下痢、腹痛、吐き気および頭痛である。EPECの感染では、乳児に、重篤な慢性の非血性下痢、嘔吐および発熱が起こる。EPEC感染は先進国ではまれであるが、発展途上国では一般的で、小児において、栄養失調、体重の減少、発育不全などの原因となる。EIECは、赤痢菌と同様の発症メカニズムによって結腸細胞に侵入し、水様性、ときには出血性の下痢を引き起こす。

汚染源および生息状態

腸管病原性大腸菌は腸内微生物であり、特にEPEC、ETECおよびEIEC株についてはヒトが主要な保有宿主である。牛およびヒツジ、より程度は低いもののヤギ、ブタおよびニワトリなどの家畜

は、EHEC株の主要な保有宿主である。後者については、もやしなどの生野菜も原因と考えられている。病原性大腸菌は様々な水環境から検出されている。

曝露経路

感染はヒト-ヒト伝播、動物との接触、食品および汚染水の摂取による。ヒト-ヒト伝播は、看護施設やデイケアセンターなどの人が緊密に接触するような環境で特に頻繁に起こっている。

飲料水における重要性

病原性大腸菌の水系伝播は、レクリエーション用水や汚染された飲料水によるものが多く記録されている。大腸菌O157: H7(および*Campylobacter jejuni*)が原因の水系集団感染例としては、カナダのオンタリオ州Walkertonの農業集落で起こった事例がよく知られている。集団発生は2000年5月に起こり、7人が死亡し2,300人以上が発症した。本件では、飲料水供給が牛の排泄物を含んだ雨水の混入によって汚染されていた。水安全計画のもとでの病原性大腸菌によるリスクの予防策は、ヒトや動物の排泄物による水源汚染の防止、適切な浄水処理および配水過程での汚染防止である。病原性大腸菌は、浄水処理や消毒に対して、他の大腸菌と同様の挙動をとると考えられている。したがって、通常、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)の試験は、飲料水中の病原性大腸菌による汚染の有無を確認するための適切な指標となり得る。大腸菌の標準試験ではEHEC株を検出できないが、指標として有効である。

関連文書

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.

ヘリコバクター・ピロリ(*Helicobacter pylori*)

一般情報

*Helicobacter pylori*は、もともと*Campylobacter pylori*として分類されていたもので、グラム陰性、微好気性、螺旋型の運動性細菌である。ヘリコバクター属には少なくとも14種があるが、ヒトの病原細菌として確認されているのは*H. pylori*だけである。

ヒトへの健康影響

*H. pylori*は胃から分離される。感染のほとんどは無症状であるが、本細菌は慢性胃炎と関連が

あり、消化性潰瘍および十二指腸潰瘍、ならびに、胃がんなどの合併症を引き起こすことがある。*H. pylori*が本当にこれらの疾病を引き起こす原因であるかどうかは未だ明らかではない。*H. pylori*感染の大部分は小児期に起きており、処置が施されず慢性化している症例が発展途上国でより多く見られる。人口過密な生活条件との関連があると考えられる。家族内での蔓延が一般的である。

汚染源および生息状態

ヒトが*H. pylori*の本来の宿主と考えられる。他の宿主としては飼い猫がある。*H. pylori*は小児の糞便中から分離されるが、本細菌は胆汁酸塩に弱く、そのため糞便への排出量が少ないと考えられている。*H. pylori*は水から検出されている。*H. pylori*は環境中では増殖しないが、バイオフィルム内で3週間、地表水中で20～30日生残することがわかっている。米国での研究によると、*H. pylori*は地表水や浅層地下水の試料の大部分から検出されている。また、*H. pylori*の存在と大腸菌の存在に相関はない。下痢症の小児または成人や小児の嘔吐による環境汚染が考えられる。

曝露経路

家庭内における口を介したヒト-ヒト接触が、最も可能性の高い感染経路と特定されている。*H. pylori*は、痰や嘔吐物の中でよく生残し得る。しかし、口腔内や糞便試料から検出するのは困難である。糞-口伝播もまた可能性があると考えられている。

飲料水における重要性

汚染された飲料水の摂取は感染源として可能性があると考えられているが、水系伝播との関連を明らかにするためには調査が必要である。*H. pylori*の主要汚染源はヒトであり、また、本細菌は酸化型消毒剤に弱い。そのため、*H. pylori*から飲料水供給を守るための予防策としては、ヒトの排泄物による汚染の防止と十分な消毒が上げられる。大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、本細菌による汚染の有無の信頼できる指標とはならない。

関連文書

Dunn BE, Cohen H, Blasser 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, Lopez-Vidal Y, Calva JJ (2001) *Helicobacter pylori* in water systems for human use in Mexico City. *Water Science and Technology*, 43: 93-98.

クレブシエラ属 (*Klebsiella*)

一般情報

クレブシエラ属菌は、グラム陰性、非運動性の菌で、腸内細菌科に属する。クレブシエラ属には *K. pneumoniae*、*K. oxytoca*、*K. planticola*、*K. terrigena* など多くの種が含まれる。クレブシエラ属菌の最外層は多糖類の莢膜になっており、これは同一科の他の属にはみられない特徴である。糞便や臨床試料から分離されたクレブシエラ属菌の約60～80%が *K. pneumoniae* であり、糞便性大腸菌群試験で陽性となる。また、*K. oxytoca* も病原細菌とされている。

ヒトへの健康影響

クレブシエラ属菌は、入院患者に感染する菌として特定されており、頻繁に患者と接触すること（例えば、集中治療室など）を通じて蔓延すると考えられている。最もリスクが高い患者は、高齢者および乳幼児、火傷および重い創傷の患者、免疫抑制治療を受けている者、または、ヒト免疫不全ウイルス (HIV) / 後天性免疫不全症候群 (AIDS) 患者などの免疫不全患者である。菌の定着を介して、侵襲性の感染を引き起こすことがある。ごくまれに、クレブシエラ属菌、特に *K. pneumoniae* と *K. oxytoca* は、劇症肺炎などの重篤な感染を引き起こすことがある。

汚染源および生息状態

クレブシエラ属菌は様々な水環境中に生息しており、パルプ工場、織物工場およびサトウキビ加工場などから出る栄養豊富な水中で大量に増殖する。飲料水の配水システムにおいては、蛇口のワッシャーに住み着くことが知られている。本細菌は配水システム中で増殖し得る。クレブシエラ属菌は多くの健康なヒトや動物の糞便中にも排泄され、下水で汚染された水からは容易に検出される。

曝露経路

クレブシエラ属は院内感染を引き起こす可能性があり、汚染水やエアロゾルが病院や他のヘルスケア施設における汚染源となる恐れがある。

飲料水における重要性

クレブシエラ属菌は、飲料水の摂取により一般の人々に消化器系疾患を引き起こす原因とは考えられていない。飲料水中に検出されるクレブシエラは一般にバイオフィルム内に生息するもので、健康リスクはないと考えられる。本細菌は消毒剤に感受性があり、配水システムへの混入は適切な浄水処理によって防ぐことができる。配水システムにおける増殖は、有機炭素除去を最適化した浄水処理、配水システムにおける水の滞留時間の制限および残留消毒剤の保持など、生

物膜の増殖を抑える手法によって最小限にすることができる。クレブシエラは大腸菌群に属することから、従来の大腸菌群試験によって検出が可能である。

関連文書

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).

レジオネラ属 (*Legionella*)

一般情報

レジオネラ属はレジオネラ科に属し、70の異なる血清型を含む少なくとも50種から成る。レジオネラはグラム陰性、無芽胞の桿菌で、増殖や分離にL-システインを必要とする。レジオネラは様々な水環境中に見られる従属栄養細菌であり、25℃以上で増殖する。

ヒトへの健康影響

すべてのレジオネラ属菌がヒトへの病原性を持つと考えられているが、*L. pneumophila*は、レジオネラ症(レジオネラ肺炎—かつては在郷軍人病 (Legionnaire's disease)と呼ばれた—とポンティアック熱の2つの臨床型が知られている)を引き起こす主要な病原細菌である。レジオネラ肺炎の潜伏期間は3～6日である。本症には男性の方が女性よりもより感染しやすく、また、多くの症例は40～70代に見られるなど、宿主因子が感染に影響する。リスク因子としては、喫煙、アルコールの過剰摂取、癌、糖尿病、慢性の呼吸器疾患または腎臓疾患および臓器移植による免疫抑制などがある。ポンティアック熱は軽い疾患で、自然治癒する。感染率は高く、発症(5時間から3日)すると、発熱、頭痛、悪心、嘔吐、筋肉痛および咳などといったインフルエンザに似た症状を呈する。抗体調査からは多くの不顕性感染が指摘されている。

汚染源および生息状態

レジオネラ属菌は河川および貯水池などの淡水域における自然細菌叢の構成菌であり、その菌数は比較的少ない。しかし、レジオネラ属菌は、菌の生育に適切な温度(25～50℃)やその他の条件を満たす、空調設備の水冷装置(冷却塔および蒸発式凝縮器)、給湯設備および温泉など、人工的な水環境でよく増殖する。こうした装置がレジオネラ肺炎の集団発生と関連している。レジオネラはバイオフィームや堆積物の中で生残して増殖し、流水よりもふき取り試料からより頻繁に検出される。レジオネラ属菌は、アカントアメーバ (*Acanthamoeba*)、ハルトマネラ

(*Hartmannella*) およびネグレリア (*Naeglea*) などのアメーバの栄養体に取り込まれており、これらのアメーバが水環境中におけるレジオネラ属菌の生残に重要な役割を果たしている。

曝露経路

最も一般的な感染経路は、本細菌を含むエアロゾルの吸入である。このようなエアロゾルは、汚染された冷却塔、温水シャワー、加湿器および温泉などから発生する。場合によっては汚染された水、食品および氷などの吸引を介した感染も認められている。ヒト-ヒト伝播の証拠はない。

飲料水における重要性

レジオネラ属菌は水環境中に発生する生物で、冷却塔、給湯設備および温泉など、管内の水を利用する装置が集団感染と関連付けられている。レジオネラ属の検出率からすると、飲料水システムへの侵入の可能性があると考えらるべきであり、その生残と増殖の可能性を低減させるために予防策を適用する必要がある。消毒によってバイオフィルムの増殖を最少にすることと、水温を管理することによりレジオネラ属菌による潜在的なリスクを最小にできる。本細菌は消毒に感受性がある。モノクロアミンは特に効果的であることがわかっており、これは、その安定性とバイオフィルムに対する効果の大きさによるものと考えられる。水温は増殖を防ぐ上で重要な要素である。可能であれば、当該菌の増殖を防ぐために水温は25～50℃の範囲外、できれば20～50℃の範囲外に保つべきである。給湯設備においては、給湯器から出る湯の温度を60℃以上とすべきであり、関連する配管全体を50℃以上の温度に保つべきである。しかし、湯温を50℃以上に保つことにより、小児、高齢者およびその他の健康弱者に対する火傷のリスクが生じる。温水または冷水の給水設備における水温を25～50℃の範囲外に保つことができない場合は、消毒への一層の注意とバイオフィルムの増殖を防ぐ手段が必要となる。給水システムに、汚泥、スケール、錆、藻類またはスライムが蓄積すると、滞留水の場合と同様にレジオネラ属菌の増殖を助長することになる。清潔で水流が保たれた設備では、レジオネラ属菌の過度な増殖の可能性が低い。微生物を増殖させない、また、バイオフィルムを発生させない配管材料を選ぶ注意も必要である。

レジオネラ属菌は、大規模建築物の冷却塔や給湯設備などの装置と特に関係がある。第6章で述べたように、これらの建築物に対しては、レジオネラ属菌の予防策を盛り込んだ特別な水安全計画を策定する必要がある。レジオネラはHPCとしては検出されず、また、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、本細菌による汚染の有無に関する指標として適さない。

関連文書

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.

レプトスピラ属 (*Leptospira*)

一般情報

レプトスピラ属は、一般的に直径が 0.1 μm 、長さが 5-25 μm の好気性のスピロヘータである。Leptospiraceae には *Leptospira* 属、*Leptonema* 属と *Turneriella* 属の 3 属がある。*Leptospira interrogans* は重大な人畜共通でかつ広範囲に広がる疾病であるレプトスピラ症を引き起こす。病原性レプトスピラは宿主動物内に保持されるが、条件によっては水中で数日から何週間も生存することができる。200 を超える病原血清型が特定され、これらは血清学的関連性に基づき 25 の血清群に分類されている。

ヒトへの健康影響

レプトスピラ症は世界中で発生し、農村部および都市部の双方の、温帯および熱帯気候に住む人々に影響を与えている。病気の重篤度および症状の種類は大きく異なる。感染はしばしば無症状または非常に弱いので治療は行われない。症状には、発熱、頭痛、筋肉痛、悪寒、目の充血、腹痛、黄疸、皮膚ならびに粘膜内の出血(肺出血を含む)、嘔吐、下痢、および発疹がある。肺出血は、レプトスピラ症に起因する危険でしばしば致命的な結果であると認識されてきたが、感染後にそうなる過程は不明確のままである。うつ病、頭痛、疲労および関節痛などの長く続く後遺症が特定されてきた。黄疸、腎不全、出血および心筋炎で特徴づけられるワイル病がレプトスピラ症の代替用語として使われてきたが、それは症状の一部に過ぎない。推定致死率は 5%以下から 30%と異なるが、患者数の不確定性のため、この数字は信頼性があるとは考えられていない。致死率は治療介入の適時性の影響を受ける。認知不足と十分な診断法が不足しているため、症例の数は十分には記録されていない。温暖な気候では 100,000 人当たり年間 0.1~1人、熱帯気候では 100,000 人当たり年間 10~100 人と推測されている。

汚染源および生息状態

病原性 *L. interrogans* は多くの動物宿主の尿細管に存在する。これは、非常に長い期間、場合によっては生涯、排出が続き、慢性不顕性感染となる可能性がある。ネズミ、特にドブネズミ (*Rattus norvegicus*)、は *L. interrogans* 血清型 Icterohaemorrhagiae と Copenhageni の宿主の役を果たす。牛は血清型 Hardjo の最も重要な宿主であり、ハタネズミ (*Microtus arvalis*) およびマスカ

ラット(*Ondatra zibethicus*)は血清型 Grippotyphosa の最も重要な宿主である。最近の研究によれば、ヨーロッパジネズミ(*Crocidura russula*)が血清型 Mozdok(タイプ 3)の宿主の可能性があると指摘されている。感染した動物の尿や組織で汚染された水は病原性レプトスピラの発生源として証明されている。レプトスピラは環境からの悪影響(例えば、低 pH、乾燥、直射日光)に対する耐性が低い、適切な条件(中性 pH、適度な温度)では水中で何カ月も生存できる。

曝露経路

L. interrogans は切り傷や擦り傷を通し、または口、鼻、目の粘膜を経由し、体内に入る。本菌は糞-口経路では伝播しない。レプトスピラ症は、死んだあるいは生きていた動物と直接接触することの多い広範囲の職業上の活動に関連しているが、また、尿に汚染された環境、特に地表水、植物および泥等を介した間接的な接触も関わっている。汚染された食品や水の摂取またはエアロゾルの吸入により、時に感染が起きうる。ヒト-ヒト間の直接の伝播がまれにみられる。性的接触、経胎盤伝播、および母乳が曝露の経路として可能性がある。感染患者の尿を介しての伝播は、治療を行う人々にとってのリスクを意味する可能性がある。リクリーション中に、感染した動物からの尿に汚染された水への曝露による集団発生の傾向が増加している。また集団発生は水の氾濫を伴う自然災害にも関連してきている。

飲料水における重要性

通常、水系レプトスピラ症は汚染された地表水との接触により引き起こされる。レプトスピラは消毒剤に感受性で、水安全計画では、この菌に対する効果的な防御を提供すべき予防策には、洪水に伴う汚染から配水システムを守ると共に、飲料水の標準的な消毒プロセスを適用することが含まれる。レプトスピラは尿の中に排出され適した環境で生存するので、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)はこの菌の存在の有無の適切な指標とは言えない。

関連文書

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.

抗酸菌 (*Mycobacterium*)

一般情報

M. tuberculosis (結核菌)、*M. bovis*、*M. africanum* および *M. leprae* (らい菌) などの結核性あるいは「定型」抗酸菌は、ヒトおよび動物を保有宿主とし、水を介した伝播はない。それに対し、非結核性または「非定型」抗酸菌は、様々な水環境に生息している。この好気性で抗酸性の桿菌は、生育に適した水環境や培地中でゆっくりと増殖する。代表例は、*M. gordonae*、*M. kansasii*、*M. marinum*、*M. scrofulaceum*、*M. xenopi*、*M. intracellulare* および *M. avium* であり、増殖の速い種としては *M. chelonae* と *M. fortuitum* が知られている。*M. avium* コンプレックスという用語が、*M. avium* および *M. intracellulare* を含むグループに対して使用されている。しかし、他の非定型抗酸菌にも病原性を有するものが知られている。抗酸菌に共通した特徴は脂質含有量の高い細胞壁を持つことであり、その特徴から抗酸染色が本細菌の同定に用いられる。

ヒトへの健康影響

非定型抗酸菌は、呼吸器、消化管および尿生殖器管はもとより、骨格、リンパ節、皮膚および柔組織において多様な疾病を引き起こす。症状として、既知の疾病素因をもたない人々において、肺疾患、ブルーリ(Buruli)潰瘍、骨髄炎および感染性関節炎などの発生を見る。これらの細菌は、免疫不全患者が罹る播種性の感染症の主要な原因であり、HIV陽性者の死因となっている。

汚染源および生息状態

非定型抗酸菌は、その生育に適した種々の水環境、特にバイオフィーム内で増殖する。最も普通に見られる種は *M. gordonae* である。また、*M. avium*、*M. intracellulare*、*M. kansasii*、*M. fortuitum* および *M. chelonae* などといった他の種も水から分離されている。配水システムにおける非定型抗酸菌の菌数の増加は、流水式洗浄や逆流などによりバイオフィームが剥離した際に起こる可能性がある。本細菌は浄水処理や消毒に比較的耐性があり、HPCが500/mL以下で、全残留塩素濃度が2.8 mg/Lまでの、良好に維持管理されている飲料水供給からも検出されている。本細菌がバイオフィーム内で増殖すると、消毒効果は低下する。ある調査によると、氷の54%、公共飲料水供給の試料の35%から本細菌が検出されている。

曝露経路

主要な感染経路は、汚染水の吸入、接触および摂取と考えられる。飲料水供給からの検出と本属菌による感染との間に相関が認められている。1968年の *M. kansasii* 感染の流行では、飲料水供給に生息していた本細菌との関係が確認されており、菌の拡散はシャワーヘッドから発生したエアロゾルに関係していた。また、オランダのロッテルダムで、臨床試料から *M. kansasii* が頻繁に分離されることについて調査を行ったところ、同じ菌株が給水栓水中に存在していることが、フェージ型および弱い亜硝酸酸化酵素活性により明らかになった。米国マサチューセッツにおける *M. avium* コンプレックスによる感染症の増加も、飲料水中の本細菌の影響によるものであった。こ

れらすべての事例において、飲料水中の本細菌の存在とヒトの疾病との因果関係については状況証拠があるのみである。本細菌による感染と温泉水の汚染とは関連付けられている。

飲料水における重要性

飲料水からの非定型抗酸菌が検出されているという事実と、これまでに確認された伝播経路から、飲料水供給を感染源と見なすことは妥当と考えられる。本細菌によるリスクを低減するための予防策の有効性に関するデータは限られている。ある研究によると、浄水場で原水中の抗酸菌数を99%除去できることが示されている。非定型抗酸菌は消毒に対して比較的抵抗力がある。残留消毒剤は、水中の抗酸菌数を減少させることはできるが、バイオフィーム内に存在する菌には効果がないと考えられる。バイオフィームの増殖を最少に抑えるための対策としては、有機炭素除去を最適化した浄水処理、配水システムにおける水の滞留時間の制限および残留消毒剤の保持などが上げられる。抗酸菌はHPCとしては検出されず、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、本細菌の存在の有無に関する指標として適さない。

関連文書

- 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* 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.

緑膿菌 (*Pseudomonas aeruginosa*)

一般情報

緑膿菌 (*Pseudomonas aeruginosa*) はシュードモナス科に属し、1本の極鞭毛を持つ、好気性のグラム陰性桿菌である。適した培地で増殖すると非蛍光性の青みを帯びた色素であるピオシアニンを産生する。多くの株は、蛍光性の緑色色素であるピオベルジンも産生する。緑膿菌は、他の蛍光性緑膿菌と同様に、カタラーゼ、オキシダーゼ産生性で、アルギニンからアンモニアを産生し、クエン酸を唯一の炭素源として増殖することができる。

ヒトへの健康影響

緑膿菌は様々な感染症を引き起こすが、疾病素因のない健常なヒトに重大な疾病を引き起こすことはまれである。火傷や手術による傷、基礎疾患のあるヒトの呼吸器および損傷のある目などの、損傷を受けた部位に主に増殖する。これらの部位から体内に侵入し、重篤な障害を与えたり、敗血症や髄膜炎を引き起こしたりすることがある。嚢胞性繊維症および免疫不全患者は緑膿菌に感染しやすく、重篤な進行性肺疾患になることがある。水に関係する毛嚢炎と耳感染は、水泳プールや温泉のような温かく湿った環境と関連している。多くの株は広範囲の抗生物質に抵抗力を持つため、院内感染に対する注意が特に必要である。

汚染源および生息状態

緑膿菌は一般的な環境細菌であり、糞便、土壌、水および下水中から検出される。本細菌は水環境中や水に接触している有機物の表面においても増殖する。緑膿菌は、重篤な合併症を起こす可能性のある院内感染の原因とされている。本細菌は、流し、浴槽、給湯設備、シャワーおよび温泉プールなどの様々な高湿環境から分離されている。

曝露経路

主な感染経路は、感染しやすい組織、特に創傷や粘膜の、汚染された水または汚れた外科器具への曝露である。汚染された水によるコンタクトレンズの洗浄は、角膜炎の原因となる。飲料水の摂取は重要な感染源とはならない。

飲料水における重要性

緑膿菌は、ヘルスケア施設のようなある種の環境において重要であるが、通常の飲料水供給の利用が一般の人々の感染に関与するという証拠はない。しかし、飲料水中、特に容器入り飲料水中に多数の緑膿菌が存在することは、味、においおよび濁りについての苦情につながる。緑膿菌は消毒に弱く、十分な消毒により配水システムへの混入を最少に抑えることができる。有機炭素除去を最適化した浄水処理、配水システムにおける水の滞留時間の管理および残留消毒剤の

保持など、バイオフィルムの増殖を最少にするための予防策によって、本細菌の増殖を抑えることができる。緑膿菌はHPCとして検出されることから、残留消毒剤などのほかのパラメーターとともに、HPCを本細菌の増殖を支える条件に関する指標として用いることができる。しかし、緑膿菌は一般的な環境細菌であるため、大腸菌(また、その代替として、糞便性大腸菌群)はこの目的には使用できない。

関連文書

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, Galvan 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.

サルモネラ (*Salmonella*)

一般情報

サルモネラ属は腸内細菌科に属する。運動性のグラム陰性菌であり、乳糖を分解しないが、ほとんどの菌は、炭水化物を発酵して硫化水素またはガスを産生する。元来、細胞壁(O)と鞭毛(H)の抗原により、2,000以上の種(血清型)に分類されていた(Kauffmann-White分類)。サルモネラの命名や分類についてはこれまで多くの論争がなされたが、現在は、実際には2種(*S. enterica*および*S. bongori*)が存在するとされている。*S. Typhi*(チフス菌)や*S. Paratyphi*(パラチフス菌)等のそれまで種として命名されていたその他のものは血清型とされている。

ヒトへの健康影響

サルモネラ感染は典型的な4症状、すなわち、胃腸炎(軽度のものから激症の下痢、悪心および嘔吐まで)、菌血症または敗血症(血液中に細菌が存在する状態での急激な高熱)、腸チフス(下痢を伴ったり伴わなかったりする長期間の発熱)および既往歴がある人での保菌状態を引き起こす。腸疾患に関しては、サルモネラは2つの群に分けられる。チフス性菌種/血清型(*S. Typhi*および*S. Paratyphi*)と、残りの非チフス性菌種/血清型である。非チフス性胃腸炎の症状は、汚染された食品や水の摂取後、6~72時間で現れる。下痢は発熱や腹痛を伴って3~5日間続く。通常この疾病は自然治癒する。一方、腸チフスの潜伏期間は1~14日であるが、通常は3~5日である。腸チフスはより重篤な疾病であり、致命的でもある。腸チフスは衛生システムの整った地域ではあまり見られないが、それ以外のところではいまだに流行がみられ、毎年何百万人もの感染者

が発生している。

汚染源および生息状態

サルモネラ属菌は環境中に広く分布しているが、いくつかの種や血清型は宿主特異性を持つ。特にチフス菌と一般にパラチフス菌はヒトに限定される。ただし、ときには家畜がパラチフス菌の汚染源になることがある。*S. Typhimurium* (ネズミチフス菌) や *S. Enteritidis* (腸炎菌) などを含む多くの血清型は、ヒトのほか、家禽、乳牛、ブタ、ヒツジ、鳥および爬虫類までもいろいろな動物に感染する。本病原細菌は、一般に、下水の排出、家畜および野生動物からの糞便汚染を通じて水系に混入する。様々な食品や牛乳で汚染が確認されている。

曝露経路

サルモネラ属菌は糞一口経路で広まる。非チフス性血清型への感染は、主にヒト-ヒト接触、様々な汚染食品の摂取および動物との接触に関係して起こる。チフス性菌種への感染は、汚染された水あるいは食品の摂取に関係し、直接ヒトからヒトへ感染することはまれである。

飲料水における重要性

水を介した腸チフスの集団発生は、公衆衛生上甚大な被害をもたらす。しかし、非チフス性サルモネラ属菌は、その広範な分布にも関わらず、飲料水を介した集団感染はまれである。*S. Typhimurium* を中心とした本細菌の伝播は、汚染された地下水や地表水を水源とする飲料水供給と関係している。雨水共同利用施設に関係した疾病の発生では、鳥の糞が汚染源として関わっていた。サルモネラ属菌は消毒に比較的弱い。水安全計画のもとでの本細菌によるリスクの予防策は、ヒトや動物の排泄物による水源汚染の防止、適切な浄水処理および配水過程での汚染防止である。一般に、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるサルモネラの信頼できる指標である。

関連文書

- 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.

赤痢菌 (*Shigella*)

一般情報

赤痢菌は、腸内細菌科に属するグラム陰性、無芽胞、非運動性の桿菌であり、酸素の有無にかかわらず増殖する。本属菌は複雑な抗原型をもち、細胞壁のO抗原に基づき分類される。O抗原の多くは、大腸菌など他の腸内細菌と共通している。*S. dysenteriae*、*S. flexneri*、*S. boydii*および*S. sonnei*の4種がある。

ヒトへの健康影響

赤痢菌は、細菌性赤痢を含む重篤な腸疾患を引き起こす。主に発展途上国において、毎年200万人以上の感染があり、約60万人が死亡している。赤痢菌感染のほとんどは10歳未満の小児に発生している。赤痢の潜伏期間は通常24～72時間である。わずか10～100個の菌の摂取で感染する可能性があり、その感染量は他のほとんどの腸管系病原細菌に比べかなり少ない。初期症状として、急激な腹痛、発熱、水様性の下痢が起こる。すべての種が重篤な疾病を引き起こす可能性があるが、通常*S. sonnei*による疾病は比較的軽く、自然治癒する。*S. dysenteriae*の場合症状は血性下痢と糞便中の好中球の増加とともに、潰瘍形成に進行することがある。赤痢菌による志賀毒素の産生が、この結果に重要な役割を果たしている。赤痢菌は、他の多くの腸管系病原細菌よりも、ヒトの疾病を引き起こすことに適応していると考えられる。

汚染源および生息状態

ヒトやその他の高等霊長類のみが赤痢菌の自然宿主であると考えられる。本細菌は、その宿主の腸管上皮細胞内に局在する。赤痢の流行は、衛生状態の悪い密集した地域で認められる。赤痢の事例の多くは、デイケアセンター、刑務所および精神病院に関連している。衛生環境の悪い地域への野戦部隊や旅行者も感染するおそれがある。

曝露経路

赤痢菌は、主にヒト-ヒト接触、汚染された食品や水による糞-口経路で伝播する腸管系の病原細菌である。ハエの媒介による便からの伝播も確認されている。

飲料水における重要性

水を介した大規模な赤痢の集団発生が多数記録されている。本細菌は水環境中で特に安定ではないので、飲料水中に本細菌が存在することは、最近にヒト糞便汚染があったことを意味している。一般に用いられる検出技術は比較的低感度で信頼性が低いことから、現在入手できる飲料水供給における検出率のデータは、実際よりも低い数値である可能性がある。飲料水供給に

おける赤痢菌の対策は、引き起こされる疾病が重篤であることから、公衆衛生上特に重要である。赤痢菌は消毒に対して比較的弱い。水安全計画のもとでの本細菌によるリスクの予防対策は、ヒトの排泄物による水源汚染の防止、適切な浄水処理および配水過程での汚染防止である。大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給における赤痢菌の信頼できる指標である。

関連文書

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.

黄色ブドウ球菌 (*Staphylococcus aureus*)

一般情報

黄色ブドウ球菌は、好気性あるいは嫌気性で、非運動性、芽胞をつくらない、カタラーゼおよびコアグラゼ陽性、グラム陽性の球菌であり、通常はブドウの房状の不規則な菌塊を形成する。*Staphylococcus*属には少なくとも15種が知られている。黄色ブドウ球菌 (*S. aureus*) のほか、*S. epidermidis*と*S. saprophyticus*がヒトの疾病に関連する。

ヒトへの健康影響

黄色ブドウ球菌はヒトの常在菌であるが、異なる2つの機序により病気を引き起こす。一つは、細菌が組織内で増殖して広がることによるもので、もう一つは、細菌が酵素と毒素を産生して細胞外に放出することによるものである。病院や他のヘルスケア施設にとって、本細菌の増殖に伴う感染症は重大な問題である。体組織内での増殖により、腫脹、皮膚の敗血症、術後の感染、腸内感染、敗血症、心内膜炎、骨髄炎および肺炎などの症状を惹起する。これらの臨床症状が現れるまでには、通常数日と比較的長期間を要する。胃腸疾患(腸炎または食中毒)は耐熱性のブドウ球菌のエンテロトキシンによって引き起こされ、嘔吐性嘔吐、下痢、発熱、腹痛、電解質平衡異常および体液の損失といった症状が現われる。この場合、症状が始まるまでに1~8時間と短いのが特徴である。TSST-1 (toxic shock syndrome toxin-1)により引き起こされる毒素性ショック症候群の場合も同様である。

汚染源および生息状態

黄色ブドウ球菌は環境中に比較的広く生息するが、主として動物の皮膚や粘膜から検出される。本細菌はヒトの皮膚の常在菌で、成人の20~30%の咽喉から検出される。本細菌はときには

消化管中から検出され、したがって、下水から検出されることがある。黄色ブドウ球菌は、水泳プール、温泉プールおよびその他の親水施設などの水環境をヒトが利用した際に水中に放出される。黄色ブドウ球菌は、飲料水供給からも検出されたことがある。

曝露経路

最も一般的な感染経路は手で触れることによる。不衛生により、食品が汚染をされることがある。ハム、鶏肉およびポテトエッグサラダのような食品を、室温かそれより高い温度で放置すると、黄色ブドウ球菌の増殖や毒素の放出に最適な環境となる。黄色ブドウ球菌の毒素を含む食品を食べると、数時間内にエンテロトキシンによる食中毒を起こすことがある。

飲料水における重要性

黄色ブドウ球菌は飲料水供給に存在する可能性があるが、そのような水を飲むことによって伝播が起こるとい証拠はない。本細菌は大腸菌より残留塩素に対する抵抗力がわずかに高いが、水中での存在は通常の浄水処理や消毒により容易に制御できる。通常は糞便由来ではないので、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給における黄色ブドウ球菌の指標としては適していない。

関連文書

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.

ツカムレラ属 (*Tsukamurella*)

一般情報

ツカムレラ属はノカルジア科に属する。グラム陽性で、弱いあるいは様々な程度の抗酸性で、非運動性、偏性好気性で、不規則な形の桿菌である。ツカムレラ属菌は、ロドコッカス (*Rhodococcus*)、ノカルジア (*Nocardia*) および抗酸菌 (*Mycobacterium*) と同類の放線菌である。本属は、*Corynebacterium* 属と共通する特異的な化学的特徴、すなわち、一連の非常に長い炭素鎖(68~76)、高級不飽和ミコール酸、メソ-ジアミノピメリン酸およびアラビノガラクトタンを有していることから、これらの生物群に対して1988年に新たに設定された。基準種は *T. paurometabola* で、1990年代に *T. wratislaviensis*、*T. inchonensis*、*T. pulmonis*、*T. tyrosinosolvans* および *T. strandjordae* といった種の追加が提案された。

ヒトへの健康影響

ツカムレラ属菌は、主として免疫不全患者に疾病をもたらす。本細菌への感染は、慢性の肺病、免疫抑制（白血病、腫瘍、HIV/AIDS感染）、および、術後の創感染と関連している。カテーテルを介した本細菌による4例の菌血症が報告されており、また、慢性肺感染、皮下腫瘍による懐死性の腱滑膜炎、皮膚や骨の感染、髄膜炎および腹膜炎などの散発例が知られている。

汚染源および生息状態

ツカムレラ属菌は、主として、土壌、水、および、活性汚泥の泡（曝気槽や沈澱池の厚くて安定なスカム）に、環境中の腐生菌類として存在する。ツカムレラ属は、飲料水のHPCの構成員である。

曝露経路

ツカムレラ属菌は、カテーテルのような器具や外傷を介して伝播すると考えられる。もともとの汚染源は不明である。

飲料水における重要性

ツカムレラ属菌は飲料水供給から検出されているが、その重要性は明らかではない。水中にツカムレラ属菌が存在することと病気を関連付ける証拠はない。ツカムレラ属は環境中にある細菌なので、大腸菌（または、その代替として、糞便性大腸菌群）は、本細菌の指標としては適当ではない。

関連文書

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 Infections 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.

ビブリオ属 (*Vibrio*)

一般情報

ビブリオ属菌は、一本の極鞭毛を持つ、小さな、湾曲した（コンマ型）、グラム陰性の細菌である。

O抗原によって分類される。ビブリオ属には、*V. cholerae*、*V. parahaemolyticus*および*V. vulnificus*など多くの病原性の種が含まれる。コレラ菌(*V. cholerae*)は、淡水環境に存在する唯一重要な病原性の種である。多くの血清型が下痢を引き起こすが、激症の水様性下痢といった典型的なコレラ症状をもたらすのは、O1とO139だけである。O1血清型は、さらに「古典型」と「エルトール型」の生物型に分類される。エルトール型は、ヒツジやヤギの赤血球に対し活性を持つ、透析可能で易熱性の溶血素を産生する特徴により区別することができる。古典型は、初めの6度のコレラ大流行の原因と考えられている。一方、エルトール型は、1961年に始まった7度目の大流行の原因であった。コレラを引き起こすコレラ菌のO1株とO139株はエンテロトキシン(コレラ毒素)を産生し、この毒素が腸粘膜のイオンの透過性を変化させ、ひいては水様性便による水分や電解質の深刻な漏失をもたらす。感染に関与する他の要因は、固着因子や付着繊毛である。すべてのO1/O139型株が病原因子を持つわけではなく、非O1/O139型はめったに病原因子をもたない。

ヒトへの健康影響

コレラの集団発生は、発展途上国の多くの地域で起こり続けている。症状はコレラ菌O1/O139毒素産生株の産生する易熱性のエンテロトキシンによって引き起こされる。感染者の多くは発症せず、古典型に感染した者の約60%、エルトール型に感染した者の約75%が無症候性である。症状は、軽く穏やかなものから激しいものにまで及ぶ。コレラの初期症状は腸蠕動の増進であり、続いて軟便から水様で粘液混じりの「米のとぎ汁様」の下痢を呈し、一日に10~15Lという多量の水分を失うことがある。重炭酸ナトリウムを投与することによって胃の酸度が低下すると、感染に必要なコレラ菌O1の数は 10^8 細胞以上から約 10^4 細胞まで下がる。致死率は、医療設備とその充実度によって異なる。治療を受けなければ60%程度の人が重度の脱水と電解質損失の結果死亡すると思われるが、下痢を抑える治療を適切に施せば致死率を1%以下にまで減らすことができる。毒素非産生コレラ菌は、自然治癒性の胃腸炎、傷からの感染および菌血症を引き起こす可能性がある。

汚染源および生息状態

毒素非産生コレラ菌は環境水中に広く存在するが、毒素産生株はそれほど広い分布をとらない。ヒトは毒素産生コレラ菌の汚染源であり、この疾患が発生している最中には下水から検出される。O1コレラ菌は、疾患の発生していない地域の水からも分離されることがあるが、その株には一般に毒素を産生しない。毒素産生コレラ菌は、軟体動物、甲殻類、植物、藻類およびシアノバクテリアなどの水生生物だけでなく、生きた橈脚類からも検出されている。これらの水生生物から検出される菌の数は、水中で検出されるものより多いことがしばしばである。毒素非産生コレラ菌は、海から遠く離れた地域にいる鳥や草食動物からも分離されている。コレラ菌による病気の流行は、水温が20°C以下になると減少する。

曝露経路

コレラは一般に糞-口伝播し、感染は主に糞便汚染された水や食物を摂取することにより起きる。感染には多数の菌が必要なため、接触によるヒト-ヒト間の感染は起こりにくい。

飲料水における重要性

劣悪な衛生状態による水の汚染が伝播の主な原因と考えられるが、それだけではコレラの季節的な発生を完全に説明できず、衛生状態以外にも重要な要因があると考えられている。飲料水供給で病原性コレラ菌O1/O139血清型が存在することは、公衆衛生上重要で、疾病が広がったコミュニティにおいては、健康および経済面で深刻な影響が出るおそれがある。コレラ菌は消毒に高い感受性を示す。水安全計画のもとでの本細菌によるリスクの予防策は、ヒトの排泄物による水源汚染の防止、適切な浄水処理、および、配水過程での汚染防止である。O1および非O1コレラ菌は、大腸菌が不検出でも検出されている。そのため、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水中のコレラ菌の信頼できる指標ではない。

関連文書

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.

エルシニア属 (*Yersinia*)

一般情報

エルシニア属は腸内細菌科に分類され、7種から成る。ペスト菌 (*Y. pestis*)、仮性結核菌 (*Y. pseudotuberculosis*) および *Y. enterocolitica* の一部血清型は、ヒトに対し病原性を示す。ペスト菌は、げっ歯類やそれに付いたノミに触れることにより、腺ペストを引き起こす。エルシニアは25°Cでは運動性があるが、37°Cでは非運動性のグラム陰性桿菌である。

ヒトへの健康影響

*Y. enterocolitica*は、腸管粘膜に侵入し、回腸末端部に潰瘍を引き起こす。エルシニア症では、大抵下痢、発熱および急激な腹痛を伴う急性胃腸炎の症状が現れる。他の臨床症状としては、「横痂(よこね)」と呼ばれる痛みを伴うリンパ腺の重度の膨脹がある。この疾病は、成人よりも小児でより急性化するようである。

汚染源および生息状態

家畜や野生動物がエルシニア属菌の主な保有宿主である。ブタは病原性*Y. enterocolitica*の、げっ歯類や小動物は仮性結核菌の主な保有宿主である。病原性の*Y. enterocolitica*は、下水や汚染された地表水から検出されている。しかし、飲料水中で検出される*Y. enterocolitica*株は、環境由来の非病原株であることが多い。エルシニア属菌の種や株の中には、微量の有機態窒素が存在すれば、4℃という低温でも環境水中で増殖するものがある。

曝露経路

エルシニアは糞一口伝播する。主な感染源は、食品、特に食肉および肉加工品、牛乳、ならびに、乳製品と考えられる。汚染水の摂取もまた感染源の可能性がある。ヒトからヒト、動物からヒトへの直接伝播も知られている。

飲料水における重要性

水中で検出されるほとんどのエルシニアはおそらく非病原性と考えられるが、未処理の飲料水からヒトへの*Y. enterocolitica*と仮性結核菌の感染を裏付ける状況証拠が示されている。病原性エルシニア属菌の汚染源として最も可能性が高いのは、ヒトや動物の排泄物である。本細菌は消毒に感受性がある。水安全計画のもとでの本細菌によるリスクの予防策は、ヒトや動物の排泄物による水源汚染の防止、適切な浄水処理および配水過程での汚染防止である。エルシニア属菌の中には、水中で長い間生残したり、繁殖したりする株があるので、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水中の本細菌による汚染の有無に関する指標として適当ではない。

関連文書

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, Microbiologie und Hygiene B*, 185: 527-533.

Inoue M et al. (1988) Three outbreaks of *Yersinia pseudotuberculosis* infection. *Zentralblatt für Bakteriologie, Microbiologie 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 病原ウイルス

水系伝播するウイルスの多くは消化管に感染し、感染者の糞便中に排出される(腸管系ウイルス)。E型肝炎ウイルスを除き、ヒト感染性ウイルスの汚染源は唯一ヒトと考えられている。一般に、腸管系ウイルスは、短い潜伏期間のあとに急性疾患を引き起こす。水は、腸管系ウイルス以外のウイルスの伝播にも様々な形で関与している。ウイルス全体として見れば感染と症状は多様で、また、伝播経路、感染経路と感染場所および排出経路も様々である。感染に関するこれらの経路と場所の組み合わせは多様で、必ずしも予想どおりのパターンをとるとは限らない。例えば、呼吸器感染症の原因ウイルスは、通常、呼吸器由来の飛沫によりヒト-ヒト伝播する。しかし、これらの呼吸器系ウイルスの中には糞便中に排出されて水を汚染し、エアロゾルや飛沫を介して伝播するものがある。他の例として、ポリオーマウイルスのように尿中に排出されるウイルスも、水を汚染することから水系伝播の可能性があり、疫学的に容易に水系伝播と結びつけられないが、例えばがんのような長期的な健康被害をもたらすことがある。

アデノウイルス

一般情報

アデノウイルス科は、*Mastadenovirus*属(宿主は哺乳類)と*Aviadenovirus*属(宿主は鳥類)の2つの属から構成される。アデノウイルスは自然界に広く分布しており、鳥類、哺乳類および両生類に感染が見られる。現在、ヒトアデノウイルスには51種類の抗原型が知られている。ヒトアデノウイルスは、物理的、化学的および生物学的特徴から6つ(A~F)のグループに分類される。アデノウイルスは、特有の繊維で修飾された80nm程度の正二十面体のカプシドに、2本鎖DNAが包み込まれてウイルス粒子が形成されており、エンベロープ(被膜)はもたない。サブグループのA~Eは培養細胞に感染して容易に増殖するが、血清型の40および41は難増殖性である。環境試料中の血清型40および41の検出は、直接あるいは培養細胞を用いたウイルス増幅を行ったあとに、ポリメラーゼ連鎖反応(PCR)を用いるのが一般的である。

ヒトへの健康影響

ヒトアデノウイルスの感染様式とその臨床症状は多様で、胃腸器官系(胃腸炎)、呼吸器系(急性呼吸器症、肺炎、咽頭結膜熱)、泌尿器系(子宮頸炎、尿道炎、出血性膀胱炎)および眼(流行性角結膜炎―“shipyard eye”として知られている、咽頭結膜熱-プール熱として知られている)の感染症がある。血清型により症状が異なり、例えば血清型40および41は主に消化管症状

を引き起こす。アデノウイルスは小児の胃腸炎の重要な病原体である。一般的に幼児および小児においてアデノウイルスへの感受性が最も高いが、多くは不顕性感染である。集団感染では感染率が高いことから、感染に要するウイルス量は低いものと考えられる。

汚染源および生息状態

アデノウイルスはヒトの糞便中に大量に排出されるので、広く世界的に下水、水源および浄水処理を伴う飲料水供給に存在することが知られている。腸管系のアデノウイルスのサブグループ（主に血清型40および41）は胃腸炎の主要な原因となっており、特に発展途上国では顕著であるが、水源における腸管系アデノウイルスの分布についてはよく分かっていない。その理由は、ウイルスが培養細胞を用いた通常分離法では検出不可能なことによる。

曝露経路

広範な分布を示すヒトアデノウイルスについては、その疫学的多様性から、曝露ならびに感染の様々な経路が想定される。ヒト-ヒト接触は主要な伝播経路となる。その疾病の特性にもよるが、糞-口、口-口、および、手指-眼といった接触伝播のほか、汚染された物の表面あるいは供用している用具などを介して間接的に伝播する場合もある。これまでに、病院、軍事施設、保育所および学校で集団感染が数多く起きている。大半の集団感染で記録されている症状は、急性呼吸器疾患、角結膜炎および結膜炎である。胃腸炎の集団感染も報告されている。汚染された食品あるいは水が消化器疾患の感染源として重要と考えられるが、この伝播経路を裏付ける十分な証拠は得られていない。眼の感染については、汚染された水による曝露を受けること、水泳プールでタオルを供用すること、または、“shipyard-eye”の症例で見られたようにゴーグルを供用することがその原因と考えられる。確認されているアデノウイルスの水系集団感染例は、咽頭炎あるいは結膜炎に限られており、水泳プールでの曝露がその原因となっている。

飲料水における重要性

水源および飲料水供給には、かなりの量のヒトアデノウイルスが存在することが示されている。ある研究では、これらの水でヒトアデノウイルスよりも頻繁に検出されるウイルスは、PCRで検出可能なものの中ではエンテロウイルスの仲間に限られていた。腸管系の病原微生物としての分布と水からの検出状況から、未確認ではあるが、汚染された飲料水がヒトアデノウイルスの感染源と想定される。ヒトアデノウイルスに関しては、浄水処理および消毒プロセス、特に紫外線(UV)照射に対して例外的に抵抗力があることが重要と考えられる。ヒトアデノウイルスは、浄水処理、消毒および通常用いられる指標生物の面で、条件に適合した飲料水供給から検出されている。水安全計画のもとでのヒトアデノウイルスによるリスクの低減のための制御手段としては、ヒトの排泄物による原水汚染の防止と、適切な浄水処理および消毒に焦点を当てるべきである。ヒトアデノウイルス

の除去に用いる浄水プロセスの効果に関しては、確認が必要である。飲料水供給の配水過程における汚染防止も必要である。本ウイルスは消毒に対して高い抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるヒトアデノウイルスの存否に關しての信頼できる指標とはならない。

関連文書

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.

アストロウイルス

一般情報

ヒトおよび動物から分離されるアストロウイルスは一本鎖リボ核酸(RNA)ウイルスであり、アストロウイルス科に分類される。アストロウイルスは、28nm程度の正二十面体のカプシドに一本鎖RNAが包み込まれてウイルス粒子が形成されており、エンベロープはもたない。電子顕微鏡では、ウイルス粒子の特徴的な星型の表面構造が観察される。現在、ヒトアストロウイルスには8種類の血清型があり、最も一般に検出されるヒトアストロウイルスは血清型1である。環境試料中のヒトアストロウイルスはPCRで検出でき、その際に、培養細胞を用いてウイルスをあらかじめ増幅させることもある。

ヒトへの健康影響

ヒトアストロウイルスは下痢を主徴とした胃腸炎の原因ウイルスで、この症例は成人でも報告があるが主に5歳以下の小児に多い。抗体保有率に関する調査では、5～10歳の小児の80%以上がヒトアストロウイルスに対して抗体を持つことが明らかにされている。しばしば、学校、託児所および一般家庭における流行が報告されている。この疾病は自然治癒し、症状は短期間で、発生のピークは冬場に認められる。ヒトアストロウイルスは、報告される胃腸炎全体のごく一部の原因となっているに過ぎない。しかし、症状が軽く報告されない例も多いことから、症例数が過小評価され

ている可能性がある。

汚染源および生息状態

一般に患者の糞便中には多量のヒトアストロウイルスが排出されることから、下水中には本ウイルスが存在していると考えられる。ヒトアストロウイルスは水源および飲料水供給において検出されている。

曝露経路

ヒトアストロウイルスは糞-口経路で伝播する。ヒト-ヒト間は最も一般的な伝播経路と考えられており、保育所、小児病棟、家庭、老人ホームおよび軍事施設で集団的に患者発生が見られている。汚染された食品や水の摂取も重要である。

飲料水における重要性

これまでに、飲料水供給でヒトアストロウイルスが存在することが確認されている。本ウイルスは糞-口経路で伝播することから飲料水を介した伝播が考えられるが、このことはいまだ確認されていない。ヒトアストロウイルスは、浄水処理、消毒および通常用いられる指標生物の面で、条件に適合した飲料水供給から検出されている。水安全計画のもとでのヒトアストロウイルスによるリスクの低減のための制御手段としては、ヒトの排泄物による原水汚染の防止と、適切な浄水処理および消毒に焦点を当てるべきである。ヒトアストロウイルスの除去に用いる浄水処理プロセスの効果に関しては、確認が必要である。配水過程における汚染防止も必要である。本ウイルスは消毒に対して高い抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は飲料水供給におけるヒトアストロウイルスの存否に関する信頼できる指標とはならない。

関連文書

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.

Pinto RM et al. (2001) Astrovirus detection in wastewater. *Water Science and Technology*, 43: 73-77.

カリシウイルス

一般情報

カリシウイルス科は4属から構成され、直径35～40nmのカプシドに1本鎖RNAが包み込まれてウイルス粒子が形成されており、エンベロープは持たず、一般にウイルス粒子表面は特徴あるカップ状の形状を示す。ヒトカリシウイルスは、ノロウイルス属(ノーウォーク様ウイルス)およびサポウイルス属(サップロ様ウイルス)を含む。サポウイルス属ウイルスは典型的なカリシウイルスの形態をとり、古典的カリシウイルスと呼ばれている。ノロウイルスは、一般に形態的な特徴に欠けることから、かつては小型球形ウイルスと称されていた。本科の残り2つの属には、ヒト以外の動物に感染するウイルスが含まれている。ヒトカリシウイルスは通常の細胞培養系では増殖不可能である。本ウイルスは当初電子顕微鏡で発見された。ノロウイルスの中には、バキュロウイルスで発現させたノロウイルスカプシドタンパク質に対する抗体を用いた酵素結合免疫測定法で、検出できるものもある。逆転写酵素を用いるPCR法で、ヒトカリシウイルスを検出する方法がいくつか知られている。

ヒトへの健康影響

ヒトカリシウイルスはすべての年齢層において、急性ウイルス性胃腸炎の主要な原因となっている。症状は、悪心、嘔吐および腹痛である。通常、感染者の約40%で下痢を伴い、発熱、悪寒、頭痛および筋肉痛を伴う感染者もいる。中には嘔吐するのみで下痢を伴わない場合もあり、そのような症例は「冬季嘔吐症」として知られている。ヒトカリシウイルスによる感染は短期間の免疫を誘導する。通常、症状は軽く、3日以上続くことはまれである。集団感染では感染率が高いことから、感染に要するウイルス量は低いと考えられる。

汚染源および生息状態

ヒトカリシウイルスは、感染者の糞便中に排出されるので、家庭排水、糞便汚染された食品や水、さらには飲料水供給にも存在する。

曝露経路

本疾患の疫学的特徴から、ヒト-ヒト接触、ならびに、汚染されたエアロゾルおよび塵埃、さらには空中を漂う吐物の微粒子の吸入が、一般的な伝播経路であると考えられる。ヒトの糞便で汚染された飲料水および様々な食品も、主要な曝露源であることが確認されている。汚染された飲料水、氷、クルーズ船内の水およびレクリエーション用水を介した集団感染が数多く知られている。下水で汚染された水域で採取された貝類が、集団感染の感染源として特定されたこともある。

飲料水における重要性

疫学的に見ると、多くのヒトカリシウイルスによる集団感染は汚染された飲料水供給と関係している。水安全計画のもとでのヒトカリシウイルスによるスクの低減のための制御手段としては、ヒトの排泄物による原水汚染の防止と、適切な浄水処理および消毒に焦点を当てるべきである。ヒトカリ

シウウイルスの除去に用いる浄水処理プロセスの効果に関しては、確認が必要である。飲料水供給の配水過程における汚染防止も必要である。本ウイルスは消毒に対して高い抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるヒトカリシウウイルスの存否に關しての信頼できる指標とはならない。

関連文書

- 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.

エンテロウイルス

一般情報

エンテロウイルス属は、ピコルナウイルス科に属する。本属は、ヒトに感染性を有する69の血清型(種)、すなわち、ポリオウイルス1～3型、コクサッキーウイルスA1～A24型、コクサッキーウイルスB1～B6型、エコーウイルス1～33型、および、エンテロウイルスEV68～EV73型により構成されている。本属のウイルスを総称してエンテロウイルスと呼んでいる。本属の他の種類、例えばウシ感染性のエンテロウイルスは、ヒト以外の動物に感染する。エンテロウイルスは知られている中で最も小さいウイルスで、直径20～30nmの正二十面体のカプシドに1本鎖RNAが包み込まれてウイルス粒子が形成されており、エンベロープは持たない。本属の中には、特にポリオウイルス、コクサッキーウイルスB型、エコーウイルスおよびエンテロウイルスなど、細胞培養での細胞変性効果の確認によって容易に分離されるものがある。

ヒトへの健康影響

エンテロウイルスは最もよく見られるヒトの病原体の一つである。毎年、米国では3,000万人がこのウイルスに罹っていると推定されている。エンテロウイルスに起因する疾病は、軽い熱性疾患から、心筋炎、髄膜脳炎、小児麻痺、ヘルパンギーナ、手足口病および新生児多臓器不全まで幅広い。多発性心筋炎、拡張型心筋症および慢性疲労性症候群などの慢性疾患で、本ウイルスによる持続的感染が知られている。特に小児の場合は、その多くが不顕性感染であるが、多量のウ

ウイルスを排出しているため周囲への感染の原因となる。

汚染源および生息状態

エンテロウイルスは感染者の糞便中に排出される。培養細胞を用いた分離法で検出されるウイルスの中でエンテロウイルスが、下水、水源および浄水処理を伴う飲料水供給から最も多く検出される。エンテロウイルスは多くの食品からも検出される。

曝露経路

ヒト-ヒト接触、および、空気中に漂うウイルスまたは呼吸器由来の飛沫中のウイルスの吸入が、市中におけるエンテロウイルスの主要な伝播経路と考えられる。飲料水からの伝播も重要と思われるが、いまだ確認されていない。エンテロウイルス(コクサッキーウイルスA16型およびB5型)による水系伝播が過去2例の集団発生において確認されており、これらはいずれも1970年代に小児が湖水で水浴びしたことによるものであった。

飲料水における重要性

エンテロウイルスは、水源および浄水処理を伴う飲料水供給において、かなりの数が存在することが知られている。未確認ではあるが、流行状況からすれば、飲料水がエンテロウイルスの感染源であることが伺われる。水系伝播に関する知見が限られる要因として、多様な臨床所見、多数の不顕性感染、血清型の多様性およびヒト-ヒト伝播が主であることなどが上げられる。エンテロウイルスは、浄水処理、消毒および通常用いられる指標生物の面で、条件に適合した飲料水供給からも検出されている。水安全計画のもとでのエンテロウイルスによるリスクの低減のための制御手段としては、ヒトの排泄物による原水汚染の防止と、適切な浄水処理および消毒に焦点を当てるべきである。エンテロウイルスの除去に用いる浄水処理プロセスの効果に関しては、確認が必要である。飲料水供給の配水過程における汚染防止も必要である。本ウイルスは消毒に対して高い抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるエンテロウイルスの存否に関する信頼できる指標とはならない。

関連文書

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) Coxsackie B epidemic at a boys' summer camp. *Journal of the American Medical Association*, 226: 33-36.

A型肝炎ウイルス

一般情報

A型肝炎ウイルス(HAV)は、ピコルナウイルス科*Hepatovirus*属の唯一の種である。本ウイルスは、エンテロウイルスで述べた本科の他のウイルスと共通する基本的構造と形態的特徴を有している。ヒトとサル(HAV)は、遺伝子型による区別が可能である。HAVは培養細胞を用いた検出や培養が容易ではなく、環境試料からの検出はPCR法を用いて行われる。

ヒトへの健康影響

HAVは感染性が高く、感染に要するウイルス量は低いと考えられている。本ウイルスは一般に「感染性肝炎」として知られるA型肝炎を引き起こす。他の腸管系ウイルスと同様に、HAVは摂食に伴い取り込まれて腸管上皮細胞に感染する。ここから血流により肝臓に達し、肝細胞に激しい損傷を与える場合がある。症例の90%、特に小児の場合には肝臓の損傷はほとんどなく、臨床症状なしに経過して終生免疫を誘導する。一般に、疾病の重篤さは年齢とともに増す。肝細胞の損傷により、アスパラギン酸アミノ基転移酵素などの肝臓に特有の酵素が漏出することから、血中の酵素検出が診断に利用されている。また、この肝機能障害により、血中からのビリルビンの排除が阻害され、その蓄積が典型的な黄疸症状および黒色尿の原因となる。平均して28～30日という比較的長期間の潜伏期のあと、急激に特徴のある症状、すなわち、熱、倦怠感、おう吐、食欲不振および腹部不快感などの症状を呈し、最終的に黄疸が現れる。一般に死亡率は1%以下であるが、肝臓損傷の修復には時間がかかり、患者には6週間以上の安静が必要とされる。病気の負荷としてはかなり高い。死亡率は50歳を超えると高くなる。

汚染源および生息状態

HAVの分布は世界的な広がりを示すが、本疾病の流行には典型的な地理的特徴がある。HAVは感染者の糞便中に排出されるもので、糞便汚染された食品および水が本ウイルスの感染源であることを示す強い疫学的証拠がある。衛生状態の悪い地域では小児がしばしば早い時期に感染し、臨床症状を示すことなく生涯免疫を獲得している。衛生状態の良い地域では、感染が人生の後半に起こる傾向がある。

曝露経路

おそらくヒト-ヒト間が最も一般的な伝播経路であるが、汚染された食品や水も重要な感染源である。HAVの水系感染に関しては、他のウイルスよりも確かな疫学的証拠がある。食品を介した集団感染も比較的良好にみられ、その感染源としては、感染した食品取扱者、汚染水域で採取された貝類および汚染された農産物などが上げられる。衛生状態の良い地域に住む人々の衛生状態の悪い地域への旅行は、高い感染リスクを伴う。本ウイルスによる感染は、注射器の使用の有無にかかわらず、薬物の使用にも関連して広がる可能性がある。

飲料水における重要性

飲料水供給を介したHAVの伝播に関しては説明が進んでおり、飲料水中におけるHAVの存在は相当な健康リスクとなる。水安全計画のもとでのHAVによる感染リスクの低減のための制御手段としては、ヒトの排泄物による原水汚染の防止と、適切な浄水処理および消毒に焦点を当てるべきである。HAVの除去に用いる浄水処理プロセスの効果に関しては、確認が必要である。配水過程における汚染防止も必要である。本ウイルスは消毒に対して高い抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるHAVの存否についての信頼できる指標とはならない。

関連文書

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.

E型肝炎ウイルス

一般情報

E型肝炎ウイルス(HEV)は、直径27~34nmの正二十面体のカプシドに1本鎖RNAが包み込まれてウイルス粒子が形成されており、エンベロープはもたない。HEVは他の多くのウイルスと共通点があり、その分類は、今後の課題である。一時期、HEVはカリシウイルス科に分類されていたが、最近E型肝炎様ウイルスと呼ばれる別の科に分類されるようになった。ヒトのHAVは単一の血清型を示すのに対し、本ウイルスは抗原的に多様で、また、おそらく血清型にも違いがあると考えられている。HEVは培養細胞を用いた検出や培養が容易ではなく、環境試料からの検出はPCR法を用いて行われる。

ヒトへの健康影響

HEVは多くの点でHAVと似た肝炎を引き起こす。しかし、潜伏期間はより長い(平均40日)傾向があり、感染による死亡率は妊婦で25%に達する。流行地での初感染は通常小児よりも青年に見られる。抗原的に多様であるにも関わらず、一回の感染で生涯にわたるHEVに対する免疫が付与されるようである。世界的な発生状況を見ると地理的な特徴が見られる。HEVには流行地域があり、インド、ネパール、中央アジア、メキシコ、アフリカの一部など、世界の開発途上地域において発生が見られる。これらの地域の多くでは、HEVが最も重要なウイルス性肝炎の原因となっている。日本、南アフリカ、英国、南北アメリカ、オーストラレーシア(訳注:オーストラリア、ニュージー

ランドおよびその周辺を含む地域)、中央ヨーロッパなどの地域では、抗体保有率は高いものの実際の患者あるいは集団感染はまれである。本ウイルスが存在するのに患者がいない理由は明らかでない。

汚染源および生息状態

HEVは感染者の糞便中に排出され、未処理あるいは処理された下水から検出されている。汚染された水と大規模な集団感染とが関連づけられている。HEVは、腸管系ウイルスで唯一、特にブタのほか、畜牛、ヤギおよび齧歯類など、ヒトと関わりを持つ動物による保有が知られているウイルスである。

曝露経路

患者との接触者、特に看護スタッフへのHEVの二次伝播例が知られているが、HAVほど一般的ではないようである。HEVの伝播においては、ヒト-ヒト間の伝播が低いレベルにあることから、HAVの場合よりも糞便で汚染された水がはるかに重要な役割を果たしていると推測される。非常に多くの人を巻き込んだ水系集団感染例の記録が残されている。その中には1954年にインドのデリーで発生した集団感染でおよそ40,000人の患者が出た例、1986～1988年に中国の新疆ウイグル自治区で十万人以上の患者が出た例、1991年にインドのカーンプルで約79,000人の患者が出た例がある。ウイルス保有動物が曝露経路となった可能性もあるが、動物からヒトへのHEVの接触感染がどの程度起きているのかよく分かっていない。

飲料水における重要性

汚染された水がHEVの感染源となっていることはよく知られており、本ウイルスの飲料水中における存在は大きな健康リスクとなる。本ウイルスの消毒プロセスに対する抵抗力に関する実験的データはないが、水系集団感染で得られたデータからは、HEVは他の腸管系ウイルスと同程度の抵抗力を有するものと考えられる。水安全計画のもとでの、HEVによるリスクの低減のための制御手段としては、ヒトおよび動物の排泄物による原水汚染の防止と、適切な浄水処理および消毒に焦点を当てるべきである。HEVの除去に用いる浄水処理プロセスの効果に関しては、確認が必要である。配水過程における汚染防止も必要である。本ウイルスは消毒に対して高い抵抗力を持つことから、大腸菌(また、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるHEVの存否に関する信頼できる指標とはならない。

関連文書

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.

ロタウイルスおよびオルトレオウイルス

一般情報

ロタウイルス属のウイルスは、直径50～65nmの正二十面体のカプシドに断片化された二本鎖RNAが包み込まれてウイルス粒子が形成されており、エンベロープはもたない。カプシドが二重構造の殻に囲まれているので、ウイルスが車輪のような形に見える。このことがロタウイルスという名前の由来となっている。ウイルス全体としては直径80nmに達する。ロタウイルスおよびオルトレオウイルスが、ヒトに感染するレオウイルス科の2属である。オルトレオウイルスは、細胞培養での細胞変性効果の確認によって容易に分離できる。ロタウイルス属は血清学的にA～Gの7つのグループに分けられ、各グループはまた多くのサブグループに分かれる。これらの血清型の中にはヒトに特異的に感染するものもあるが、一方で動物に広く感染するものもある。グループA～Cはヒトから見つかるもので、グループAは最も重要なヒト感染性の病原体である。グループAに属するロタウイルスの野生型株は培養細胞では容易に増殖しないが、PCRを利用した検出方法が多数開発されており、環境試料の検査に有用である。

ヒトへの健康影響

ヒトロタウイルスは、世界の幼児死亡の単独要因として最も重要である。全世界的に見て、小児の急性消化器系疾患による入院事例の50～60%はヒトロタウイルスが原因である。本ウイルスは小腸の絨毛細胞に感染し、ナトリウム-グルコース輸送系を阻害する。急性の感染例では突然の激しい水様下痢で始まり、発熱、腹部の痛みおよび嘔吐を伴うことから、脱水とアシドーシス(酸性化)が進行し、適切な処置が施されないと致死的となる。ロタウイルス感染は大変重い疾患である。オルトレオウイルスはヒトには感染するが、典型的な「孤児ウイルス」(訳者注:発見当初、ヒトや動物から検出されるものの、関わる病気(親)が分からなかった、身寄りのない孤児のようなウイルスとの意味)であり、特に疾病とは関係がない。

汚染源および生息状態

ヒトロタウイルス患者は便1グラム当たり 10^{11} 個程度のウイルス粒子を排出し、それが8日間程度持続する。このことから、下水やヒトの糞便で汚染された環境には、相当数のヒトロタウイルスの存在が推測される。本ウイルスは、下水、河川、湖沼および浄水処理した飲料水から検出されてい

る。一般に、オルトレオウイルスの場合はかなりの数が排水中に存在している。

曝露経路

ヒトロタウイルスは、糞-口経路で伝播する。ヒト-ヒト間の伝播および空中に漂うヒトロタウイルスまたは本ウイルスを含んだエアロゾルの吸入が、汚染された食品や水の摂取よりもはるかに重要な役割を果たしていると思われる。このことは、病院の小児病棟で起きた感染拡大の事例で確認されている。この事例では、感染者の糞便で汚染された食品または水の摂取によるとするよりも、はるかに早く伝播している。ヒトロタウイルスの感染率や汚染水における存在量からみて、伝播に果たす水の役割は思ったよりも小さいと推定される。しかし、その一方で、水や食品を介した集団感染が報告されている。1982～1983年に中国で発生した2件の大規模集団感染は、汚染された水供給と関連付けられている。

飲料水における重要性

飲料水の摂取が最も一般的な伝播経路ではないにせよ、飲料水中におけるヒトロタウイルスの存在は公衆衛生上のリスクとなる。ロタウイルスが、他の腸管系ウイルスに比較して、消毒に対してより抵抗力があることを示す証拠がいくつかある。水安全計画のもとでのヒトロタウイルスによるリスクの低減のための制御手段としては、ヒトの排泄物による原水汚染の防止と、適切な浄水処理および消毒に焦点を当てるべきである。ヒトロタウイルスの除去に用いる浄水処理プロセスの効果に関しては、確認が必要である。配水過程における汚染防止も必要である。本ウイルスは消毒に対して高い抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるヒトロタウイルスの存否に關しての信頼できる指標とはならない。

関連文書

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.

11.3 原虫

原虫や蠕虫は、ヒトや動物における感染および疾病の最も良く知られた病原体の一部である。これらによる疾病は、公衆衛生と社会経済的な面で多大な影響を及ぼす。これらの病原体のいくつかは、水がその伝播に大きな役割を果たしている。これらの病原体のほとんどのものは、シスト、オーシストまたは虫卵を産生するが、それらは一般に用いられる水の消毒プロセスに対して極めて高い抵抗力を持ち、病原体によっては過処理による除去が困難なことから、水系伝播の制御がまさに課題となっている。病原体によっては「新興感染症 (emerging diseases)」の原因となるものもある。過去30年間で原虫に起因する新興感染症として最も注目すべき例は、クリプトスポリジウム症である。その他としては、微孢子虫やサイクロスポーラによる疾患がある。これらの「新興感染症」の水系伝播が報告されたのは比較的最近であったことから、それらに関する疫学、ならびに、浄水処理および消毒処理における挙動には、未解明の部分が多く残されている。ヒトおよび動物がともに増加し、それに伴って飲料水の需要が増加していることから、これらの病原体の伝播において水が果たす役割の重要性と複雑さが、今後相当高まることと思われる。

新興感染症に関する詳細は、*Emerging issues in water and infectious diseases* (WHO, 2003) および関連文書に記載されている。

アカントアメーバ (*Acanthamoeba*)

一般情報

アカントアメーバ属は自由生活型のアメーバ(直径10~50 μ m)で、水環境中に普遍的に存在し、土壌中の主な原虫の一つである。本属には20余りの種が含まれ、そのうちの *A. castellanii*、*A. polyphaga* および *A. culbertsoni* はヒトの病原体として知られている。しかし、本属の分類に関しては、急速に進展している分子生物学的知見が考慮されることにより、大幅に変わっていくものと思われる。アカントアメーバには、栄養を摂取して分裂増殖する栄養体の生長段階があるが、嫌気的環境のような好ましくない条件下に置かれると休眠状態のシストを形成し、極端な温度(-20 $^{\circ}$ C~56 $^{\circ}$ C)、消毒および乾燥に耐えられるようになる。

ヒトへの健康影響

*A. culbertsoni*は、肉芽腫性アメーバ性脳炎の原因として知られ、一方、*A. castellanii*および*A. polyphaga*は、アカントアメーバ性角膜炎やアカントアメーバ性ブドウ膜炎と関連がある。

肉芽腫性アメーバ性脳炎は多病巣性、出血性および壊死性の脳炎で、通常は衰弱または免疫不全状態の患者にのみみられる。まれな病気ではあるが、致死性である。初期症状は、傾眠、人格変化、激しい頭痛、頸部硬直、悪心、吐気、散発的な発熱、局所的な神経学的変化、半側不全麻痺および癲癇発作などである。このあとに、精神状態の変化、複視、不全麻痺、嗜眠、小脳性運動失調および昏睡が続く。最初の症状が現れたあと1週間から1年のうちに、多くは気管支肺

炎を併発して死に至る。肉芽腫性アメーバ性脳炎に伴う障害としては、皮膚の潰瘍、肝臓疾患、肺炎、尿路障害および咽頭炎などがある。

アカントアメーバ性角膜炎は強い痛みを伴う角膜感染症であり、健常人のうち特にコンタクトレンズ装用者に発生する。まれな疾患ではあるが、視力障害、失明および眼球摘出につながる。アカントアメーバに対する高い抗体保有率や、本アメーバが健常人の上気道から検出されることを考えると、広く感染するものの、有症に至る例はそのごく一部にしかすぎないと考えられる。

汚染源および生息状態

自然環境中にアカントアメーバは広範に分布していることから、土壌、塵埃および水など、すべてが感染源となり得る。アカントアメーバは、地表水、給水栓水、水泳プール、コンタクトレンズ保存液など、多様な水環境から検出されている。種にもよるが、アカントアメーバは生息温度域は広く、病原性種の至適温度は30℃である。栄養体は水中に生息し、細菌、酵母およびその他の生物を捕食する。

曝露経路

アカントアメーバ性角膜炎は、汚染された自家製生理食塩水で洗浄したコンタクトレンズ、または、コンタクトレンズ保存容器の汚染が関係している。汚染源は不明であるが、給水栓水も可能性の一つとして考えられる。多くの衛生機関から、コンタクトレンズの洗浄液調製に滅菌水を使用するよう警告が出されている。肉芽腫性アメーバ性脳炎の伝播についてもよく分かっていないが、水は感染源ではないと考えられる。皮膚の外傷または肺などの他の部位に定着したものが、血流を介して他の臓器へ伝播する経路がより可能性が高い。

飲料水における重要性

コンタクトレンズの洗浄液の調製に給水栓水が用いられていたことから、アカントアメーバ性角膜炎は飲料水と関連付けられてきた。コンタクトレンズの洗浄は給水栓水の通常の使用目的として想定されておらず、これにはより良質の水が必要であろう。クリプトスポリジウムのオーシストやジアルジアのシストと比較してアカントアメーバのシストは大きく、ろ過による除去は容易である。バイオフィルムを形成する生物の低減は、配管システムにおけるアカントアメーバの餌の低減、ひいてはその増殖の抑制につながるであろうが、シストは消毒に対して高い抵抗力を持つ。しかし、通常飲料水を使用する限り汚染源として重大ではないので、アカントアメーバについて健康に基づく目標を設定する正当な理由はない。

関連文書

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.

大腸バランチジウム (*Balanthidium coli*)

一般情報

大腸バランチジウムは単細胞の原虫で、大きさはおよそ200 μm とヒトの腸管に寄生する原虫で最大のものである。栄養体は卵型をしており、運動器官である繊毛に覆われている。シストは60～70 μm の大きさで、広範なpHや温度条件などの環境因子に耐性を示す。大腸バランチジウムはおよそ7,200種から成る原虫最大のグループである繊毛虫類に属しており、本種のみヒトに感染することが知られている。

ヒトへの健康影響

ヒトへの感染は比較的まれで、ほとんどは不顕性感染である。栄養体は大腸の粘膜および粘膜下組織に侵入し、増殖に際して宿主細胞を破壊する。増殖過程にある原虫は病巣および小膿瘍を形成し、やがて破れて卵形あるいは不定形の潰瘍を形成する。臨床症状は、赤痢アメーバ症に類似した赤痢、大腸炎、下痢、悪心、吐気、頭痛および食欲減退などである。通常は自然治癒し、完治する。

汚染源および生息状態

ヒトが大腸バランチジウムの最も重要な宿主と考えられ、本種は下水で検出される。保虫動物、特にブタも、環境中でのシストの分布に影響を及ぼしていると考えられている。シストは水源から検出されているが、給水栓水における分布は不明である。

曝露経路

大腸バランチジウムの伝播は、糞-口経路、ヒト-ヒト間、感染ブタとの接触、もしくは、汚染された水または食品の摂取による。大腸バランチジウム症の水系集団感染は1例知られている。この事例は1971年に起きており、台風後に飲料水供給が、ブタの糞便を含む降雨流出水により汚染されたことによるものである。

飲料水における重要性

本原虫の拡散に水が重要な役割を果たしているとは思えないものの、水系集団感染が1例報告されている。大腸バランチジウムは大きく、ろ過による除去は容易であるが、シストは消毒に対し高い抵抗力を持つ。水安全計画のもとでの大腸バランチジウムによるリスクの低減のための対策

としては、ヒトやブタの排泄物による原水の汚染防止と、適切な浄水処理に焦点を当てるべきである。消毒に対して高い抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給における大腸バランチジウムの存否に関しての信頼できる指標とはならない。

関連文書

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.

ブラストシスチス (*Blastocystis*)

一般情報

Blastocystis は、1900年代初に最初の記述がある、普遍的な嫌気性の腸管寄生物である。その長い歴史にもかかわらず、その病原体に関する知見には大きなギャップがあり、病原性の問題は未だ論争の議題として残る。*Blastocystis* spp.は広い動物宿主で検出され、その中でも人から分離されるものはヒトブラストシスチス(*B. hominis*)と同定される。しかし、分子レベルの研究により、*B. hominis* および *Blastocystis* spp.内では抗原性や遺伝的な多型が示唆されている。ヒトブラストシスチス(*B. hominis*)は結腸に寄生し、感染型と考えられている糞便中のシストを含む、種々の形態を有する。

ヒトへの健康影響

B. hominis は、世界中の人の糞便中に、おそらく最も普遍的に検出される原虫であろう。免疫正常、免疫不全状態のいずれの人にも感染は生じる。2%~50%の感染率が報告されており、最も高い率は、衛生環境が悪い発展途上国で報告されている。感染は小児より成人の方がより一般的に現れる。しかし、ある研究によると、感染のピークは10歳のとき、および人生の後半に起こるとしている。*B. hominis* の病原性については、症状が不特定であることや不顕性感染の流行があることで、異論がある。とある症例対照研究によれば、症状がある者とならない者との *B. hominis* の感染率に差が無いことが示されている。*B. hominis* に起因する症状には水様便、軟便、下痢、腹痛、肛門の痒み、体重減少、および過剰な腸内ガスがある。感染期間はよくわかっていない。数週間、数か月、あるいは数年間続くものがある。患者の中には、便中に *Blastocystis* がまだ検出されているのに、症状が解消している場合もある。*B. hominis* は、宿主が免疫不全、栄養失調、または他の感染をしている時に病原性となる、片利共生的な病原体であることが示唆されている。

汚染源および生息状態

ヒトに感染するブラストシスチスの発生源はよく判っていない。ブラストシスチスは、昆虫類、爬

虫類、鳥類、および哺乳類などの多くの動物で発生する。ブラストシスチスは宿主特異的ではなく、動物からヒトへの伝播が可能と示唆されている。マレーシアにおける最近の調査の一つは、動物飼育係や屠畜場従業員は、対照群である発展した都市部住人に比べ感染のリスクがかなり高いということを示した。ブラストシスチスは環境耐性があるシストの形態で排泄される。ただし、環境中でのシストの生残性に関するデータはない。ブラストシスチスは下水試料中に検出される。

曝露経路

曝露経路は特定されていないが、糞一口感染が主要な伝播様式と考えられている。マウス間の感染実験により、糞便中のシストの経口接種で感染することが示されている。水や食品由来の伝播が考えられるが、確認はされていない。

飲料水における重要性

ブラストシスチスの感染源としての飲料水の役割は明らかにされていない。しかし、タイにおける調査により水系感染の証拠が提示され、下水試料中の同定により可能性が示唆された。水安全計画における、ヒトや動物の排泄物による水源汚染の防止に重点をおく対策は、潜在的なリスクを低減するであろう。浄水処理や排水処理によるブラストシスチスの除去や不活化に関する情報はほとんど無い。ブラストシスチスの形態は多岐にわたり、およそサイズも異なる。糞便中のシストは直径 3~10 μm くらいの大ささで、直径 4~6 μm のクリプトスポリジウムのオーシストと同様に、通常の粒状ろ材ベースのろ過で除去されると考えられる。ブラストシスチスのシストは塩素に対する耐性が比較的高いと報告された。この耐性があることから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)を、飲料水水源のブラストシスチスの汚染の有無に関する指標とすることはできない。

関連文書

- 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.

クリプトスポリジウム (*Cryptosporidium*)

一般的情報

クリプトスポリジウムは偏性細胞内寄生性のコキシジウム類の寄生虫であり、有性生殖および無性生殖世代から成る複雑な生活環を持つ。厚い嚢子壁に囲まれたオーシストは4～6μm程度で、糞便中に排出される。クリプトスポリジウム属にはおよそ13種が知られており、*C.hominis*および*C.parvum*のウシ遺伝子型が主にヒトへの感染を引き起こす。その他のクリプトスポリジウム種は稀に感染を引き起こすことが報告されている。クリプトスポリジウムのヒトへの感染は1976年に発見され、1984年に初めて水系感染が確認されている。

ヒトへの健康影響

クリプトスポリジウムは自然治癒性の下痢症を引き起こし、ときには、悪心、吐気および発熱を伴い、健康人では普通1週間、まれに1ヶ月以上続いたあとに回復する。クリプトスポリジウム症の重篤度は年齢や患者の免疫状態で大きく変わり、重度の免疫不全患者の場合には致命的となることがある。クリプトスポリジウムによる集団感染では多数の人が感染することと、それに伴う社会的な損害から、地域社会への影響はかなり甚大である。例として、米国ミルウォーキーで起きた1993年の集団感染事例では、疾病による損失は9,620万USドルと推定されている。

汚染源および生息状態

多様な動物が*C.hominis/parvum*の保虫宿主となっているが、ヒトおよび家畜、特に幼若な動物が、ヒトに感染性を有するクリプトスポリジウムの最も重要な汚染源となっている。ウシは1日に 10^{10} 個のオーシストを排出する。下水中のオーシスト濃度は14,000個/L、河川地表水で5,800個/Lという報告がある。オーシストは淡水中で数週間から数ヶ月間生存する。クリプトスポリジウムのオーシストは、多くの飲料水供給で検出されている。しかし、大抵の場合、ヒトに感染する種が存在していたか否かの情報はない。現行の標準的な分析方法では間接的に原虫の活性を測るだけで、ヒトへの感染力に関する情報は提供されない。オーシストはレクリエーション水にも存在することがある。

曝露経路

クリプトスポリジウムは糞-口経路で伝播する。主要な感染経路はヒト-ヒト間の接触である。その他の感染源としては、汚染された食品や水の摂取および感染した家畜やペットとの直接接触などが上げられる。これまでに、汚染された飲料水、レクリエーション水、また、頻度は低い食品が、集団感染と関連付けられている。1993年には、記録上最大のクリプトスポリジウムによる水系集団感染が発生した。すなわち、米国ミルウォーキーの水道により40万人以上が感染した。クリプトス

ポリジウムオーシストの感染力はかなり強い。健康なボランティアの協力を得て行われた研究では、10個以下のオーシスト摂取で感染が成立している。

飲料水における重要性

大規模な集団感染を含めて、クリプトスポリジウムの伝播における飲料水の役割についてはよく知られている。したがって、この病原体に対する注意は重要である。オーシストは塩素など酸化消毒剤に対して極めて抵抗力が高いが、感染実験により、紫外線照射によるオーシストの不活化効果が示されている。水安全計画のもとでのクリプトスポリジウムによるリスクの低減のための対策としては、ヒトや家畜の排泄物による原水汚染の防止、適切な浄水処理、および、配水過程における水の汚染防止に焦点を当てるべきである。本オーシストは比較的小さいことから、従来の粒状ろ材によるろ過プロセスでの除去が課題となっている。許容し得る除去率を達成するためには、設計と運転が十分なシステムが必要である。膜ろ過プロセスは直接の物理的バリアとなることから、クリプトスポリジウムオーシストの効果的な除去のための実行可能な代替法となるであろう。本オーシストは消毒に対して極めて高い抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるクリプトスポリジウムオーシストの存否に関する指標として信頼できない。

関連文書

- 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.

サイクロスポーラ・ケイエタネンシス (*Cyclospora cayetanensis*)

一般情報

*C. cayetanensis*は、単細胞の偏性細胞内寄生性の原虫であり、アイメリデア科に属する。本種は、厚い嚢子壁で被われた直径8～10 μ mのオーシストを産生し、糞便中に排出される。*C. cayetanensis*は、新たな水系病原体と考えられている。

ヒトへの健康影響

ヒトの体内に取り込まれるとオーシストからスポロゾイトが遊出し、小腸上皮細胞に侵入する。サイクロスポーラ症の臨床症状は、水様性の下痢、腹部の痙攣、体重減少、食欲不振、筋痛症のほか、ときとして吐気や発熱を伴う。再発がしばしば見られる。

汚染源および生息状態

本原虫に関しては、ヒトが唯一知られる宿主である。未成熟のオーシストが糞便とともに外界に排出され、環境条件にもよるが7～12日で成熟する。成熟したオーシストのみが感染力を有する。定量的な検査法がないため、水環境中におけるサイクロスポーラの分布に関する情報は限られる。しかし、これまでにサイクロスポーラは下水や水源から検出されている。

曝露経路

*C. cayetanensis*は糞-口経路で伝播する。オーシストは外界で成熟して初めて感染力を持つことから、ヒト-ヒト間の伝播は起き得ない。主要な曝露経路は汚染された水や食品である。食品による集団感染の汚染源については一般によく分かっていないが、いくつかの事例で汚染された水で灌漑した食用作物の消費と関係づけられている。飲料水も集団感染の原因として関係づけられている。その第1例は1990年に、米国シカゴの病院スタッフの間で発生している。感染は、飲料用の給水栓水が屋上の貯水槽からの滞留水で汚染されたことによるとされている。別の集団感染がネパールから報告されており、河川水と市営水道の水とを混合して用いていた飲料水により、14人の兵士中12人が感染したとされている。

飲料水における重要性

本原虫は飲料水を介して伝播することが確認されている。オーシストは消毒に対して抵抗力があり、一般に飲料水に用いられる塩素処理では不活化されない。水安全計画のもとでのサイクロスポーラのリスク管理のための対策は、ヒトの排泄物による原水汚染の防止、適切な浄水処理および配水過程における水の汚染防止である。オーシストが消毒剤に対して抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給におけるサイクロスポーラの存否に関する指標として信頼できない。

関連文書

- 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.

赤痢アメーバ (*Entamoeba histolytica*)

一般情報

赤痢アメーバは世界的に最も感染者の多い腸管寄生性原虫で、肉質虫亜門、根足虫上綱に属する。赤痢アメーバの、栄養を摂取して増殖する栄養体(直径10～60 μ m)は、不適な生育条件では休眠型のシスト(直径10～20 μ m)に形態変化する。感染はシストの摂取による。RNAプローブやDNAプローブを用いた最近の研究から、病原性のある赤痢アメーバと非病原性のものとは遺伝子に違いがあることが分かっており、後者は*Entamoeba dispar*として再分類されている。

ヒトへの健康影響

赤痢アメーバ感染の約85～95%が不顕性である。急性の腸管アメーバ症の潜伏期間は1～14週間である。臨床的な症状は、消化管上皮細胞へのアメーバ栄養体の侵入に起因する。感染者のおよそ10%が赤痢あるいは大腸炎の症状を呈する。アメーバ性赤痢の症状は、痙攣を伴う下痢、下腹部痛、軽度の発熱および糞便中に血液や粘液が認められることである。栄養体の侵入に伴って形成されるアメーバ性潰瘍は組織に深く掘れ込み、古代の壺のような形状を呈する。赤痢アメーバは、肝臓、肺および脳など腸管以外の組織にも侵入することがあり、ときとして死に至る。

汚染源および生息状態

ヒトが保虫宿主であり、その他の動物が実際的な保虫宿主になるとは考えられない。急性期の患者は感染力のない栄養体のみを排出する。シストを排出する慢性期の患者や不顕性感染者がより重要な感染源となっており、一日当たり 1.5×10^7 個程度のシストを排出する。赤痢アメーバは下水や汚染された水にも存在する。シストは、低温条件下であれば好適な水環境では数ヶ月間生存する。水系感染の可能性は熱帯地域で高く、そのような地域では保虫率がときに50%を超えることがあるが、これに対して温帯域での保虫率は10%以下である。

曝露経路

汚染された水も実質的に伝播に関与しているが、ヒト-ヒト間の接触や感染者が扱った汚染食品が主要な伝播経路であると考えられる。糞便で汚染された水や、汚染された灌漑用水で育てた農作物の摂食は、いずれもアメーバ症を伝播する。赤痢アメーバの、特に男性同性愛者の間での性的伝播も知られている。

飲料水における重要性

汚染された飲料水を介して赤痢アメーバが伝播することが確認されている。シストは消毒に対して抵抗力があることから、一般的に飲料水に用いられる塩素処理では不活化されない。水安全計画のもとでの赤痢アメーバのリスク管理のための対策は、ヒトの排泄物による原水汚染の防止、適切な浄水処理、および、配水過程における水の汚染防止である。本シストは消毒に対して抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給における赤痢アメーバの存否に関する指標として信頼できない。

関連文書

Marshall MM et al. (1997) Waterborne protozoan pathogens. *Clinical Microbiology Reviews*, 10: 67-85.

ジアルジア・インテスティナリス (*Giardia intestinalis*)

一般情報

ジアルジアは鞭毛を有する原虫で、ヒトおよび一部の動物の消化管に寄生する。ジアルジア属は多数の種から成るが、ヒトへの感染(ジアルジア症)は、通常、*G. intestinalis*、別名*G. lamblia*または*G. duodenalis*によるものである。ジアルジアの生活環は単純で、宿主の消化管で増殖する鞭毛を持った栄養体と、感染力を有する厚い嚢子壁に包まれたシストから成り、多量のシストが断続的に糞便中に排出される。栄養体は左右対称形で楕円形を呈する。シストは卵形で直径8~12 μmである。

ヒトへの健康影響

ジアルジアは、ヒトの寄生虫として200年以前から知られている。シストは摂取後、脱シストし、遊出した栄養体は消化管表面に付着する。小児および成人のいずれにおいても、不顕性感染することがある。デイケアセンターでは、20%もの小児がジアルジアに感染し、臨床症状もなくシストを排出している場合がある。ジアルジア症の症状は栄養体による障害に起因すると考えられるが、ジアルジアによって引き起こされる下痢や吸収不良のメカニズムは明らかでない。症状は一般に腹痛を伴う下痢であるが、重症例では小腸における吸収不全が、主に小児において見られる。ジアルジア症はほとんどの場合自然治癒するが、健常者の場合でも慢性化して1年以上続くことがある。ボランティアによる実験では、10個以下のシストでも感染リスクがあるという結果がでている。

汚染源および生息状態

ジアルジアはヒトや多様な動物種において増殖し、感染動物からシストが排出される。生下水で88,000個/L、また、地表水で240個/Lものシストが検出された例がある。本シストは堅牢で、淡水中では数週間から数ヶ月間生存可能である。水源および飲料水供給において、シストの存在が確認されている。しかし、ヒトに感染力を有する種類が存在しているか否かについては情報が無い。現行の標準的な分析方法では間接的な活性評価にとどまり、ヒトへの感染力については情報が得られない。シストは、レクリエーション水および汚染された食品からも検出されている。

曝露経路

ジアルジアの最も一般的な伝播経路はヒト-ヒト間の接触、特に小児同士での接触である。汚染された飲料水、レクリエーション水、および重要度はこれらに比べて低い食品が、集団感染に関与している。動物が*G. intestinalis*のヒトへの感染源として関係づけられてきたが、その役割についてはさらに調査が必要である。

飲料水における重要性

この30年間、ジアルジア症の水系集団感染が飲料水供給と関連づけられてきた。一時期、米国では、ジアルジアは水系集団感染の原因病原体として最も一般的なものであった。ジアルジアのシストは、腸管系細菌と比べて塩素など酸化消毒剤に対してより高い抵抗力があるが、クリプトスポリジウムのオーシストほどではない。遊離残留塩素1mg/Lの場合の90%不活化に要する時間は、約25～30分である。水安全計画のもとでのジアルジアのリスク管理のための対策は、ヒトや動物の排泄物による原水汚染の防止、適切な浄水処理および配水過程における水の汚染防止である。本シストは消毒剤に対して抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞性大腸菌群)は、飲料水供給におけるジアルジアの存否に関する指標として信頼できない。

関連文書

- 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. *Addendummicrobiological agents in drinking water*. Geneva, World Health Organization, pp. 70-118.

戦争イソスポーラ(*Isospora belli*)

一般情報

戦争イソスポーラは、コクシジウム類に属する単細胞の偏性細胞内寄生性の原虫で、クリプトスポリジウムやサイクロスポーラに近縁である。動物寄生性のイソスポーラは多いが、ヒトへの感染は戦争イソスポーラのみで、ヒトが本種の唯一の宿主として知られる。戦争イソスポーラはヒトの小腸で有性生殖する孢子虫類の一つである。成熟オーシストが摂取され、小腸上部の粘膜上皮において無性および有性生殖の生活環が完了すると、未成熟のオーシストが糞便中に排出される。

ヒトへの健康影響

戦争イソスポーラに起因する疾病は、クリプトスポリジウムおよびジアルジアのそれと同様である。オーシストを摂取して約1週間後、軽度の発熱、疲労および悪寒で始まり、続いてすぐに軽い下痢と軽い腹痛が現れる。感染は通常1〜2週間で自然治癒するが、ときとして下痢、体重減少および発熱が6週間から6ヶ月続くことがある。イソスポーラ症の顕性感染は小児に多い。しばしば免疫不全患者に感染が見られるが、その症状は重く、再発または慢性化しやすく、栄養摂取障害および体重減少の原因となる。通常、感染は散発的で、熱帯、亜熱帯域で最も普通に見られるが、先進工業国を含めてどこでも発生する。中央および南アメリカ、アフリカ、ならびに、東南アジアで報告されている。

汚染源および生息状態

患者の糞便中には未成熟のオーシストが排出される。オーシストは、環境中において1～2日間の発育期間を経てスポロシスト形成を完了し、感染型となる。下水、ならびに、未処理の原水および処理水中のオーシスト数に関するデータはほとんどない。これは、水環境中のオーシスト数の高感度で信頼性のある定量測定法がないことが主な理由である。水環境中などでのオーシストの生存に関してもよく分かっていない。

曝露経路

貧弱な衛生施設および糞便で汚染された食品や水が感染源として最も可能性が高いが、水系伝播が確認されているわけではない。戦争イソスポーラのオーシストは、ヒトへの感染力を得るまでに環境中で1～2日間を要することから、クリプトスポリジウムオーシストやジアルジアシストの様にヒト-ヒト間で直接感染することは考えにくい。

飲料水における重要性

戦争イソスポーラの生物学的特徴から、本原虫による疾病は汚染された飲料水供給を介して伝播することが考えられるが、確認されてはいない。浄水処理工程における戦争イソスポーラの除去効率に関する情報は、消毒剤に対して抵抗力が比較的にあるものと考えられる。クリプトスポリジウムよりはかなり大きいことから、ろ過による除去は容易と考えられる。水安全計画のもとでの戦争イソスポーラのリスク管理のための対策は、ヒトの排泄物による原水汚染の防止、適切な浄水処理と消毒および配水過程における水の汚染防止である。本オーシストは消毒剤に対して抵抗力を持つことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給における戦争イソスポーラの存否に関する指標として信頼できない。

関連文書

- 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.

微孢子虫

一般情報

微胞子虫 (*microsporidia*) は *Microspora* 綱に属する真核性偏性細胞内寄生体である。微胞子虫は初め原虫と考えられていたが、最新の研究でこれらは真菌と示唆され、科学上の分類は不確定である。これまでに、100属以上、1,000種近くの存在が知られている。ほとんどの脊椎動物および無脊椎動物に感染する。*Enterocytozoon*、*Encephalitozoon* (*Septata* を含む)、*Nosema*、*Pleistophora*、*Vittaforma* および *Trachipleistophora* など、多数の属のほか、未同定の微胞子虫も含めて、ヒトに感染することが知られている。微胞子虫は真核生物の中で最も小さい。微胞子虫は1.0～4.5 μm の胞子で、感染時に宿主細胞へスポロプラズムを注入するためのらせん状フィラメント(極糸)を持つ胞子を産生する。感染細胞内では複雑な増殖過程を経て新しい胞子が産生され、宿主やその感染部位によるが、糞便、尿、呼吸器分泌物、または、その他の体液中に放出される。

ヒトへの健康影響

微胞子虫は最近になってヒトの病原体として認識されたもので、主にエイズ患者から分離されているが、健常人においても疾病の原因となっていることが確認されている。ヒトでの感染例は世界的に広くあり、すべての大陸で感染例の報告がある。AIDS患者における主な症状は、慢性の下痢、脱水および体重減少などの重篤な消化器症状である。症状が48ヶ月間持続した例もある。一般集団への感染は多くない。通常、*Enterocytozoon*による感染は、小腸の腸管細胞および胆嚢の上皮細胞に限られているようである。*Encephalitozoon*は、上皮細胞、内皮細胞、繊維芽細胞、腎細管細胞、マクロファージ、および、その他様々な細胞に感染する。まれな合併症として、角結膜炎、筋炎および肝炎がある。

汚染源および生息状態

微胞子虫のヒトへの感染源は不明である。胞子は、糞便のほか、尿や呼吸器分泌物にも排出されるようである。定量的な検査方法を欠くため、水環境における微胞子虫胞子の検出に関する情報は限られている。しかし、微胞子虫は下水や水源からも検出されている。生下水における存在量はクリプトスポリジウムやジアルジアのそれに類似し、水環境で何ヶ月間も生存できると考えられる。ある種の動物、特にブタが、ヒトへの感染力を有する微胞子虫の宿主となっている可能性がある。

曝露経路

微胞子虫の感染経路は不明である。ヒト-ヒト間の接触およびヒトの糞便または尿で汚染された水や食品の摂取が、おそらく重要な曝露経路であると考えられる。微胞子虫症の水系集団感染事例としては、1995年の夏にフランスのリヨンで200人が発病した事例が報告されている。しかし、この事例では、汚染源および飲料水供給の糞便汚染は証明されなかった。伝播経路として、空

気中を漂う孢子または孢子を含むエアロゾルの吸入が考えられる。ヒトへの感染における動物の関与はよく分かっていない。疫学研究および哺乳類を用いた実験研究から、*Encephalitozoon* は母から子へ、胎盤を介して感染する可能性があることが指摘されている。孢子の感染力に関する情報は少ない。しかし、近縁種の孢子の感染力を考えると、微孢子虫の感染力は高いものと推測される。

飲料水における重要性

水系伝播例が報告されており、汚染された飲料水の関与が疑われるが、確認はされていない。浄水処理プロセスにおける微孢子虫の挙動はほとんど分かっていない。ある研究により、本孢子は塩素に感受性があることが報告されている。微孢子虫は小さいことから、ろ過プロセスによる除去が難しいと考えられる。水安全計画のもとでの微孢子虫のリスク管理のための対策は、ヒトや動物の排泄物による原水汚染の防止、適切な浄水処理と消毒および配水過程における水の汚染防止である。感染性微孢子虫の、消毒感受性に関する情報が少ないことから、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)が、飲料水供給における本原虫の存否に関する指標として信頼できるかどうかは不明である。

関連文書

- 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*, *Isoospora* and microsporidia. *Current Infectious Disease Reports*, 5: 66-73.
- Joyson 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.

ネグレリア・フォーレリ/フォーラーネグレリア (*Naegleria fowleri*)

一般情報

ネグレリアは鞭毛期を有する自由生活型アメーバで、環境中に広く分布する。ネグレリア属には数種が知られており、その中で *N. fowleri* が主な病原種である。ネグレリア属のアメーバは、栄

養体、鞭毛期およびシストの3形態をとる。栄養体(10~20 μm)は仮足を突出させて運動し、細菌捕食性で、増殖は2分裂による。栄養体は、体前方に2本の鞭毛を備えた鞭毛期に移行することがある。鞭毛期では分裂が見られず、再び栄養体に戻る。生育に不利な条件下では、環境耐性を有する円形のシスト(7~15 μm)に形態変化する。

ヒトへの健康影響

*N. fowleri*は健常者に原発性アメーバ性髄膜脳炎(primary amoebic meningoencephalitis: PAM)を引き起こす。本アメーバは、鼻粘膜および篩板を通り脳へ侵入する。病状は急性で、患者は病原体が同定される以前に、感染後5~10日間で死亡することが多い。治療は難しい。感染はまれであるが、毎年新規の患者が出ている。

汚染源および生息状態

*N. fowleri*は高温を好み、45 $^{\circ}\text{C}$ までの温度範囲でよく増殖する。適温の淡水中に存在し、温度や細菌(アメーバの栄養源)の繁殖条件などが人為的に変化するに伴い、その影響を間接的に受けて生息域が変化する。本病原体は多くの国から報告されており、通常、地熱水または温水プールなどの温水で検出されている。しかし、*N. fowleri*は、特に水温が25~30 $^{\circ}\text{C}$ を超えるような飲料水供給において検出されている。水が唯一知られる感染源である。アメーバ性脳炎の初例は、1965年にオーストラリアおよびフロリダで診断されている。以来、世界中で約100例の原発性アメーバ性髄膜脳炎が報告されている。

曝露経路

*N. fowleri*への感染は、ほぼ例外なく、汚染された水による経鼻的な曝露を原因としている。感染は、大多数の場合、水泳プールおよび入浴施設のほか、太陽熱で自然に温められた地表水、冷却塔水および温泉などのレクリエーション水を介して起きている。限られた症例ではあるが、レクリエーション水と無関係な場合も知られている。原発性アメーバ性髄膜脳炎の発生は、水遊びやアメーバの増殖に適した水温となる夏場に最も多く見られる。汚染された水または食品の摂取やヒト-ヒト間の接触が、伝播経路として報告されたことはない。

飲料水における重要性

*N. fowleri*は飲料水供給から検出されている。確認されてはいないが、例えば水泳プールに飲料水を使用することによる、直接または間接的な飲料水の関与も考えられる。季節によって30°Cを超える、あるいは、常時25°Cを超えるような飲料水供給は、*N. fowleri*を増殖させる可能性がある。そのような場合は、定期的な前向き研究が役立つ。配管システムを通して0.5mg/L以上の遊離塩素またはモノクロラミンの残留が維持されれば、*N. fowleri*を制御できることが示されている。消毒剤の残留濃度の維持に加え、バイオフィーム中の微生物量を制限するような対策を講じることにより、配管システム内での餌量を減らし、ひいては本アメーバの増殖を抑えることができる。本アメーバの環境特性から考えて、大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、飲料水供給における *N. fowleri*の存否に関する指標として頼りにすることができない。

関連文書

- 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.

トキソプラズマ・ゴンディイ (*Toxoplasma gondii*)

一般情報

*T. gondii*はコクシジウム類の寄生虫で、ネコが固有宿主である。ネコ科の動物の腸管で本原虫の有性生殖が行われる。ヒトの体内では、無性生殖により活発に増殖するタキゾイト(3~6 μm)と呼ばれる偏性細胞内寄生虫である。タキゾイトはやがて緩徐な増殖を行うブラディゾイトに移行し、これに伴って慢性症状が現れる。ブラディゾイトは最終的に組織内でシストを形成する。自然界の生活環では、感染力のあるシストを保有するマウスやラットをネコが捕食し、有性生殖期に移行する。囊子壁が消化されると、放出されたブラディゾイトは小腸上皮細胞へ侵入する。数世代の細胞内分裂を経たあとに、ミクロガメートおよびマクロガメートへと発育する。マクロガメートは受精後に

オーシストへと発育し、ネコがシストを摂取して5日後には糞便中に排出される。オーシストは環境中での成熟に1～5日を要する。成熟オーシストおよび組織内に形成されるシストは、いずれも感染力を有する。

ヒトへの健康影響

通常、ヒトにおけるトキソプラズマ症は不顕性である。少数の感染例では、シストまたはオーシスト摂取後5～23日に、風邪様の症状、リンパ節腫脹および肝脾腫が見られる。初感染後に組織内に形成された休眠シストは、宿主の免疫系が抑制されると再活性化し、中枢神経系や肺など全身に拡散して、重篤な神経性疾患または肺炎を引き起こす。免疫不全患者でこれらの部位に感染が起こると致命的となる。胎児性のトキソプラズマ症はほとんどが不顕性であるが、脈絡網膜炎、大脳内石灰化、水頭症、血小板減少症および痙攣などを呈することがある。妊娠初期における初感染は、習慣性流産、死産または胎児異常につながることもある。

汚染源および生息状態

トキソプラズマ症は世界的に見られる。世界の多くの地域で、羊肉および豚肉の15～30%がシストに感染していると推定されている。オーシストを排出するネコの割合は1%程度である。30歳までにヨーロッパ人の約50%が感染し、フランスではその割合が80%近くに達する。感染ネコの糞便に汚染された水源や飲料水供給から、*T. gondii*のオーシストが検出される可能性がある。*T. gondii*のオーシストを検出する実用的な方法がないため、飲料水供給の原水および処理水中のオーシストの存在に関する情報はほとんどない。水環境におけるオーシストの生存や動態に関しても詳細な情報はない。しかし、糞便汚染された水におけるオーシストの存在の定性的な証拠の報告があり、この結果によれば、*T. gondii*のオーシストは近縁の原虫のオーシストと同程度に、水環境の生育に不利な条件に対して抵抗力を持つことが示されている。

曝露経路

ネコが排出してその後成熟した*T. gondii*のオーシストおよび組織内で形成されたシストは、いずれも感染力を有する。ヒトは、ネコが排出したオーシストとの直接接触、または、汚染された土や水との接触により、オーシストを摂取して感染する。これまでに、2件のトキソプラズマ症集団感染事例が汚染水と関連づけられている。パナマでは、ジャングルに生息する山ネコの排出したオーシストにより汚染された水路の水が、最も疑わしい感染源と推測されており、また、1995年のカナダでの集団発生は、家ネコまたは野生ネコの排泄物による飲料水貯水槽の汚染が原因とされている。1997～1999年のブラジルでの研究では、ろ過処理が施されていない飲料水の摂取が、*T. gondii*に対する抗体陽転のリスク要因であったとしている。より一般的には、*T. gondii*のシストを含む肉または肉製品を、生あるいは不完全調理のまま摂取することにより、ヒトはトキソプラズマ症に

かかる。経胎盤感染も起こり得る。

飲料水における重要性

汚染された飲料水が、トキソプラズマ症集団感染の感染源となることが明らかとなっている。浄水処理プロセスにおいて *T. gondii* がどのような挙動を示すのかは、ほとんど知られていない。*T. gondii* のオーシストはクリプトスポリジウムのオーシストよりも大きく、ろ過処理による除去が期待される。水安全計画のもとでの *T. gondii* のリスク管理のための対策としては、野生ネコおよび飼ネコによる原水汚染の防止に焦点を当てるべきである。必要であれば、オーシストはろ過により除去することが可能である。消毒に対する *T. gondii* の感受性に関する情報が無いことから、大腸菌（または、その代替として、糞便性大腸菌群）が、飲料水供給における本原虫の存否に関する指標として信頼できるものであるかどうかは明らかでない。

関連文書

- 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 病原性蠕虫

「蠕虫」という言葉はギリシャ語の“worm”（細長く足の無い虫）に由来しており、自由生活性、および寄生性の worm の総称である。主要な寄生蠕虫は線形動物門（回虫類）と扁形動物門（吸虫類および条虫類を含む扁形動物）に分けられる。寄生性の蠕虫は、世界中どこでも、多くのヒトと動物に感染しているが、ほとんどの蠕虫について、飲料水は重大な伝播経路ではない。例外が2つ知られており、それはメジナ虫 (*Dracunculus medinensis*) と肝蛭類 (*Fasciola hepatica* と *F. gigantica*) である。メジナ虫症と肝蛭症の両者は、その生活環を完結させるために中間宿主を必要とするが、それぞれ異なった機構で飲料水を介して伝播する。ほかに、水との接触（住血吸虫症）、または、生下水の農業への利用（回虫症、鞭虫症、鉤虫症および糞線虫症）により伝播する寄生虫症もあるが、通常は飲料水を介して伝播することはない。

メジナ虫 (*Dracunculus medinensis*)

一般に「メジナ虫 (guinea worm)」として知られる *Dracunculus medinensis* は線形動物門に属し、飲料水を伝播経路とする唯一の線虫である。

1995年までに世界中からメジナ虫症を根絶する計画は、「国際水供給と衛生の十ヶ年計画 (the International Drinking Water Supply and Sanitation Decade)」(1981～1990年)の目標であり、WHO総会では1991年にこの目標達成に向けて努力することを公式に表明した。メジナ虫根絶プログラムは患者数の大幅な低減に貢献した。多くはスーダンに発生していたもので、1986年に330万人と推定された患者数は、1990年には625,000人、2002年には60,000人以下となり、2009年には僅か3190人となった。今日、メジナ虫症の流行域は、アフリカのサハラ周辺の中央ベルト諸国に限られている。

一般情報

メジナ虫は感染した患者の皮下および皮内組織に寄生し、雌成虫は体長700mmに達し、雄成虫は25mmである。通常、雌成虫は幼虫を産出する準備を整えると、ヒトの足や下肢に生じる水ぶくれ、または潰瘍部から体前方を突出させて、患部が水に浸かった際に多数の幼虫を産出する。幼虫は水中でおよそ3日間程度運動性を保持し、その間に様々な種類のケンミジンコ類 (*Cyclops*、橈脚類、甲殻綱)に取り込まれる。幼虫はケンミジンコの血体腔に侵入し、その体内で2回脱皮を行い、2週間で新しい宿主への感染力を獲得する。幼虫が感染したケンミジンコ (0.5～2.0mm) が飲料水とともに飲み込まれ、幼虫は胃で遊出し、小腸壁や腹腔壁に侵入し、やがて皮下組織に定着する。

ヒトへの健康被害

症状は雌虫による潰瘍形成の直前に現れる。初期症状に見られる蕁麻疹、紅斑、呼吸困難、嘔吐、かゆみ、およびめまいは、アレルギー性のものである。およそ50%の患者では、数週間のうちに全虫体が体内より排出され、病変部位は急速に治癒に向かうことから、障害そのものは限られた期間となる。しかし、残りの患者ではその後合併症を起こし、虫が移動した軌跡が二次感染を起こして、重度の炎症反応により何ヶ月も激しい痛みを伴う潰瘍形成に至ることがある。死亡にまで至ることは極めてまれであるが、腱の拘縮および慢性関節炎を原因とした障害が終生続くことがある。経済的な打撃はかなりのものとなる。ある研究によれば、ナイジェリア東部のある地方では年間の米生産量が11%減少し、金額にして2,000万ドルの損害をこうむったという。

汚染源および生息状態

現在、メジナ虫による感染は、地理的にはアフリカのサハラ周辺の中央ベルト諸国に限定される。幼虫が寄生したケンミジンコで汚染された飲料水が、メジナ虫の唯一の感染源である。一般に、本症は管路による給水が行われていない農村地域で発生する。伝播は水源の変化により強い季

節性を示す。例えば、年降水量が800mm以下のマリ共和国の乾燥したサバンナ地帯では雨季の始まりの時期で高いが、年降水量が1,300mm以上のナイジェリア南部の多湿なサバンナ地帯では乾季に伝播が集中する。根絶を目指す戦略は、総合的サーベイランスシステム、発生例の封じ込め強化策、安全な水の供給と衛生教育など、様々な介入策を組み合わせたものである。

曝露経路

唯一の曝露経路は、感染力のあるメジナ虫の幼虫が寄生するケンミジンコ類で汚染された飲料水の摂取である。

飲料水における重要性

メジナ虫は、安全な飲料水を供給することにより、近い将来に根絶が期待される唯一のヒトの寄生虫である。感染は多くの比較的簡単な対策によって防ぐことができる。例えば、感染者に寄生する雌虫から幼虫が水中に放出されるのを防ぐための介入や、魚を使った水源でのケンミジンコ対策などが上げられる。管井戸や安全な井戸を整備することにより、予防を達成することもできる。井戸や湧水はセメント壁で囲み、その中で水浴や洗濯は避けなければならない。他の対策として、感染力のあるメジナ虫の幼虫で汚染された水からケンミジンコを除去するための目の細かい布製フィルターによるろ過、または、塩素処理による飲料水中のケンミジンコの不活化がある。

関連文書

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.

肝蛭 (*Fasciola* spp.)

肝蛭症は、*Fasciola*属の2種の吸虫によって引き起こされる疾患である。これらのうち肝蛭 (*F. hepatica*) はヨーロッパ、アフリカ、アジア、南北アメリカ、およびオセアニアに分布し、巨大肝蛭 (*F. gigantica*) は主にアフリカおよびアジアに分布する。ヒトの肝蛭症は1990年代半ばまでは二次的な人獣共通感染症と考えられていた。ほとんどの地域では、肝蛭症は食品媒介感染症として捉えられている。しかし、濃厚流行地 (南米アンデスのAltiplano地方など) での水中に浮遊するメタセルカリアの発見は、地域によっては飲料水が肝蛭症の重大な伝播経路になっている可能性を示すものである。

一般情報

肝蛭(*F. hepatica*)および巨大肝蛭(*F. gigantica*)は生活環を一巡するのに14～23週間ほどを要し、その間に2種類の宿主を必要とする。生活環は4段階に分けられる。第1の段階では、固有宿主がメタセルカリアを取り込む。メタセルカリアは腸管内で脱嚢し、肝臓または胆管に移行する。3～4ヵ月後、虫体は性的に成熟して虫卵を産生するに至り、虫卵は胆管や腸管に排出される。成虫は宿主体内で9～14年間生存することができる。第2の段階では、ヒトおよび動物宿主から虫卵が体外に排出される。虫卵が淡水中に入ると、虫卵内でミランジウムまで発育する。第3段階では、ミランジウムが中間宿主である貝類に侵入してセルカリアへと発育し、さらにセルカリアが水中へ遊出する。第4の最終段階では、セルカリアは短時間遊泳して、水中の適当な場所(水草など)に達したところで固着し、被嚢してメタセルカリアとなり、その後、24時間以内に感染力を獲得する。メタセルカリアの中には植物に付着せず水中を漂うものもある。

ヒトへの健康被害

肝蛭類は胆管および胆嚢に寄生する。症状は急性期と慢性期で異なる。虫体が体内移行期、または急性期は2～4ヶ月間続き、消化不良、悪心、嘔吐、腹痛および高熱(40℃まで)などの症状により特徴付けられる。貧血およびアレルギー反応(例えば、掻痒、蕁麻疹など)が見られることもある。小児では、急性感染の場合、重症化し、ときに死に至ることがある。寛解期、または慢性期(感染後数ヶ月から数年)には、有痛性の肝腫大、場合によっては黄疸、胸部痛、体重減少および胆石などの特徴が見られる。最も重要な後遺症は、肝臓の病変と繊維化および胆管の慢性的炎症である。未成熟な虫体は迷入して別の器官に侵入したり、皮下組織への異所寄生性肝蛭症を引き起こしたりすることがある。肝蛭症にはトリクラベンダゾールによる治療が有効である。

汚染源および生息状態

ヒトの感染例は、五大陸の51ヶ国で増加傾向にある。肝蛭症の推定患者数は240～1,700万人であるが、アフリカやアジアにおける流行状況が不明なため、あるいはそれ以上の可能性もある。ヒト肝蛭症例の地理的分布の解析から、ヒトと動物における肝蛭症について、疫学的関連性はほとんどないことが示されている。すなわち、ヒトでの流行が高い地域は、必ずしも肝蛭症が大きな獣医学的な問題となっていない地域である。肝蛭症が健康上の大きな問題となっているのは、アンデス地方の国々(ボリビア、ペルー、チリ、エクアドル)、カリブ海地域(キューバ)、北アフリカ(エジプト)、近東(イランイスラム共和国と周辺諸国)および西ヨーロッパ(ポルトガル、フランスおよびスペイン)である。

曝露経路

ヒトへの感染は、生の水生植物(および、ときには汚染された灌漑用水を用いて栽培されたレタスなどの陸上植物)の摂食、汚染された水の飲用、汚染された水で洗った台所用品の使用、

または、未成熟の虫体が感染した肝臓の生食などにより、感染力のあるメタセルカリアを摂取することにより起こる。

飲料水における重要性

水は、たびたびヒトの感染源として引き合いに出される。ボリビアのAltiplano地方では、分離されたメタセルカリアの13%が水中に浮遊していた。濃厚な流行地ではしばしば未処理の飲料水に浮遊状態のメタセルカリアが含まれている。例えば、ボリビアのAltiplano地方を流れる小川では、500ml中にメタセルカリアが最大で7隻(個体)も検出されている。水を介した肝蛭症の伝播を間接的に支持する証拠がある。例えば、アンデス地方の国々およびエジプトでは、肝蛭と水系感染する他の原虫や蠕虫による感染との間に、有意な正の相関が認められている。またアメリカ大陸のヒトの肝蛭症の濃厚流行地の多くで、住民はクレソンやその他の水生植物を食べる習慣がないことなどである。また、ナイル川のデルタ地帯では、管路による給水を受ける人々がより高い感染リスクを負っていた。メタセルカリアは塩素消毒に抵抗力を有していると考えられることから、種々のろ過プロセスで除去しなければならない。例えば、エジプトのTibaでは、ヒトの罹患率はろ過処理水を特別に設置した洗い場に給水することにより流行が著しく低下した。

関連文書

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).

自由生活性線虫 (Free-living nematodes)

一般情報

線虫は地上に最も多くいる後生(多細胞の)動物である。これらの多くは、昆虫、植物またはヒトを含む動物の寄生虫である。自由生活性の種は、淡水や海水の水系環境、および土壤中に多く生息している。ほとんどの種が生物学的によく理解されていないだけでなく、まだ発見されていない種が何千といえるかもしれない。線虫の構造は単純で、消化管が体前方の口から体後方の尾部付近の肛門までつながり、管の中に管があると特徴づけられている。線虫は飲料水供給システムにおいて、体長 0.1mm~0.6mm を超えるサイズまでのものが見つかっている。

線形動物門は約 20 の異なる目に分類されている。これら目の内、4目 (Rhabditida, Tylenchida, Aphelenchida および Dorylaimida) は特に土壤中に生息する。飲料水中で発見された非病原性自由生活性線虫には *Cheilobus*、*Diplogaster*、*Tobrilus*、*Aphelenchus*、*Rhabditis* などがある。

ヒトへの健康被害

飲料水中に自由生活性線虫が存在するからと言って、必ずしも直接健康上の脅威を意味するわけではない。水供給事業者からは、直接、または変色した水のため広く「外観上の」問題とみなされてきた。飲料水中に高密度で線虫が存在することは、飲料水の味を不快なものにすることが報告されてきた。飲料水中に自由生活性線虫がいると利用者の受容性が低下する。

自由生活性線虫はその消化管内に病原性細菌を有することが指摘されてきた。そのような細菌は塩素消毒から守られ、よって健康上の危害因子となるかもしれない。腸内細菌科の菌類が、浄水処理された水供給や未処理水から採取された線虫の消化管から分離されてきた。しかし、それらはいずれも非病原性であった。しかし、ノカルジア属 (*Nocardia*) や抗酸菌などの日和見病原体が (偶発的に) 存在しないと限らない。なお、線虫類の腸管内環境がある種の病原細菌にとって好適な生息環境であるとの報告はない。線虫の消化管内に存在する微生物は、線虫の摂餌行動を介してその生息環境を反映している可能性が最も高い。

鉤虫 (アメリカ鉤虫 (*Necator americanus*) やズビニ鉤虫 (*Ancylostoma duodenale*)、糞線虫 (*Strongyloides stercoralis*) 等の寄生性線虫の幼虫は運動性があることから、水系が糞便により汚染された場合にはこれらの幼虫類がろ過層内を移動し、結果として配水中に混入する可能性は否定できない。また、自由生活性の線虫の中にヒトへの感染性を示すものがあることは理論上否定できない。しかし、そのような場合、感染源の特定は難しい。メジナ虫は、飲料水を介して感染する重要な寄生性線虫である。この寄生虫については本節の他の部分で報告されている。

汚染源および生息状態

自由生活性の線虫はいたるところにいて、虫卵、幼虫、または成虫の形で、貯水、浄水処理、配水、または家庭において水道水に混入する恐れがある。一般的に原水中の線虫類の密度は原水濁度と関連がある。濁度が高いほど、自由生活性線虫の密度は高くなる。

熱帯に限らず、温暖な地域においても、水位の低下した緩速ろ過では、線虫や貧毛類 (*Oligochaetes*、例えば、*Aeolosoma* spp.)、昆虫の幼虫 (例えば、ユスリカ類 (*Chironomus* spp.) や蚊 (イエカ属、*Culex* spp.)) が漏出する恐れがある。飲料水浄水プロセスから漏出する主な水生動物は水底などに生息する底生生物である。

曝露経路

レクリエーションなど野外活動中に飲用に適さない水を摂取したり、また消毒処理がなされていない下水が散水された生野菜を摂食することによって、潜在的な健康上の懸念が生じる。鉤虫

や糞線虫の感染型幼虫を水中の非病原性自由生活性線虫と鑑別するのは容易でなく、線虫学に関する特別な知識が求められる。

飲料水における重要性

通常、良好に維持された管路により配水された水道水で大量の線虫が検出されることのない。適正な管理が施された井水が人体寄生虫類(回虫 (*Ascaris*)、鞭虫 (*Trichuris*)、ズビニ鉤虫 (*Ancylostoma*)、アメリカ鉤虫 (*Necator*) および糞線虫 (*Strongyloides*) の虫卵、または感染型幼虫)、および多くの自由生活性線虫類で汚染されることはなく、また、通常の浄水処理の過程で除去される。

有機物等を多く含み、かつ適度な温度条件下では、浄水処理や配管系で生物膜やスライムが形成されやすく、これらを餌として自由生活性線虫類が増殖する可能性がある。すなわち、水源の管理が適正でなかったり、浄水処理の不徹底、あるいは配水系での漏水、または死水(流水の停滞)などにおいてこのような問題が生じる。飲料水中に大量の線虫(生死にかかわらず)を検出した場合、必ずしも直接の健康リスクを意味はしないが、解決すべき問題があることを示している。

関連文書

- 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.
- Evins 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, Mulamootil 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.

住血吸虫 (*Schistosoma* spp.)

一般情報

住血吸虫属は吸虫綱に属し、一般的には血管内に寄生する吸虫として知られている。生活環を一巡するのに約3~4ヶ月かかり、宿主を二つ必要とする。住血吸虫類として約20種が知られ、成虫はヒトや他の哺乳動物、あるいは鳥類に寄生する。住血吸虫は他の吸虫類とは異なり、雌雄異体である。重要なヒトに寄生する住血吸虫の成虫は、体長12~20 mm、体幅0.3~0.6 mmで、雄は雌に比べ、短くて薄い。住血吸虫の成虫は固有宿主の腸間膜静脈系に寄生する。成熟すると、交尾し、丸型、または楕円型の長径50~200 µmの虫卵を産出する。種によっては、雌が産卵した大量の虫卵が腸管、または膀胱に達し、それぞれ糞便、または尿中に排出される。虫卵は淡水中で孵化し、孵化した幼虫(ミラシジウム)は小さな淡水性の巻貝に侵入し、そこで無性生殖によって多数の感染幼虫(セルカリア)を産出する。セルカリアは西洋ナシの形をした頭部と分岐した尾部を持ち、長さは400~600 µmである。それらは巻貝から水中に遊出し、経皮的にヒトなどの終宿主へ侵入する。

ヒトへの健康被害

ビルハルトツ症としても知られるヒトの住血吸虫症は主に5種類の住血吸虫によって引き起こされる感染症である。腸管系住血吸虫症はマンソン住血吸虫 (*Schistosoma mansoni*)、日本住血吸虫 (*S. japonicum*)、メコン住血吸虫 (*S. mekongi*) および *S. intercalatum* により引き起こされ、尿路系住血吸虫症はビルハルトツ住血吸虫 (*S. haematobium*) により引き起こされる。住血吸虫症の症状のほとんどは産出された虫卵に対する宿主側の反応によるもので、宿主の免疫応答によるものが大きく、虫体そのものによる症状ではない。したがって、症状はヒト宿主内の虫卵の量、および虫卵の産出部位によって異なり、感染虫体数が少ない場合は症状はないこともある。ヒトによっては、感染後1~2ヶ月以内、最初の産卵の直前、およびその最中に、発熱、悪寒、筋肉痛、および咳などの最初のアレルギー反応(片山熱)が始まる可能性がある。マンソン住血吸虫 (*S. mansoni*)、日本住血吸虫 (*S. japonicum*)、*S. intercalatum* およびメコン住血吸虫 (*S. mekongi*) による慢性感染症では、主に出血性の下痢(住血吸虫性赤痢)、腹痛、および肝脾腫等の腸と肝臓の症状が中心で、一方、ビルハルトツ住血吸虫 (*S. haematobium*) の感染は排尿障害や血尿などの泌尿器の症状が中心である。慢性感染によって生じる致命的な合併症で重要なものには、肝線維症や門脈圧亢進症がある。尿路系住血吸虫症では、進行すると膀胱癌や腎不全を発症することがある。虫卵は、稀に脳や脊髄で見つかり、発作や麻痺などの中枢神経症状が起きる可能性も

ある。若年で感染した場合は、貧血や栄養障害も問題となる。就学期の感染では、成長不良、発達不良、認知不良をきたすこともある。世界中では、75 の国で 2 億人以上が感染している。住血吸虫症に関連する死亡例は年間 20,000 と推定されている。発展途上国で住血吸虫症が蔓延している場合、公衆衛生および社会経済的に非常に重大である。

汚染源および生息状態

住血吸虫は熱帯または亜熱帯の淡水水源で発生する。マンソン住血吸虫 (*S. mansoni*) はアフリカ、アラビア半島、ブラジル、スリナム、ベネズエラおよびカリブ諸島のいくつかの島でみられ、ビルハルツ住血吸虫 (*S. haematobium*) はアフリカおよび中東でみられる。日本住血吸虫 (*S. japonicum*) は中国、フィリピンおよびインドネシアのスラウェシ島でみられ、メコン住血吸虫 (*S. mekongi*) はカンボジアとラオス人民共和国のメコン川に局限して見られる。*S. intercalatum* の流行も中央アフリカのいくつかの国に局限している。ダム建設などの水資源の開発は、淡水産巻貝の生息地を増やし、その結果として、住血吸虫症の感染率を上げる潜在的な原因として認識されている。マンソン住血吸虫 (*S. mansoni*) は齧歯類でも報告されているが、ビルハルツ住血吸虫 (*S. haematobium*)、*S. intercalatum* およびマンソン住血吸虫 (*S. mansoni*) の主要な宿主はヒトである。ヒト、イヌ、ネコ、齧歯類、ブタ、ウシおよび水牛など様々な動物が日本住血吸虫 (*S. japonicum*) の宿主であり、また、ヒトやイヌはメコン住血吸虫 (*S. mekongi*) の宿主となる。

曝露経路

ヒトは、農業、家庭内、およびレクリエーション活動で使う水の中に生息する自由遊泳性のセルカリアに曝露すると、経皮的に感染する。感染は飲料水の消費では起らない。ヒトへの感染型であるセルカリアは皮膚に素早く侵入して、シストソミューラ (*schistosomules*) になり、それは循環系を経由して肺に移行し、腸間膜静脈で成虫になる。ヒトには感染しない住血吸虫のセルカリアがヒトの皮膚に侵入した場合には、それらは血管内へと移行せず特に曝露経験のあるヒトで局所的炎症反応を引き起こす。住血吸虫性皮膚炎として知られる丘疹性皮疹が、セルカリアが侵入した部位で起こることがある。鳥類の住血吸虫やおそらくウシ住血吸虫のセルカリアが、この皮膚炎の大半の症例の原因で、それは世界中で報告されている。ヒトとヒトの間では伝播しない。

飲料水における重要性

殆どの感染は、安全な飲料水が利用できない、あるいは十分な衛生状態でない貧しいコミュニティで発生する。家庭での使用するために、安全な水が容易に手に入れることができれば、住血吸虫セルカリアで汚染された水を使うことがなくなり、疾病の予防につながる。水安全計画のもとでの対策法としては、ヒトの排泄物による水源汚染の防止、淡水生陸生貝対策、および十分な

浄水処理がある。住血吸虫のカルセリアはろ過により取り除き、消毒により不活化することができる。

関連文書

- 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 有毒シアノバクテリア

有毒シアノバクテリアについての詳細な情報は、ガイドライン関連資料「水中の有毒シアノバクテリア (*Toxic cyanobacteria in water*)」(付録1参照)に記載されている。

一般情報

シアノバクテリアは光合成細菌であり、いくつかの点で藻類と同じ性質を有している。特にシアノバクテリアは、クロロフィルaを持ち、光合成により酸素を放出する。初期の学名の命名に使われた種が藍色であったため、一般に藍藻類と呼ばれる。しかし、本細菌は様々な色素を産生するため藍色でないものも多数存在し、藍色から黄褐色、さらに赤にわたる多様な色のものがある。大半のシアノバクテリアは光栄養型であるが、ある種のものには従属栄養でも成長する。単細胞で増殖するもののほかに、糸状やコロニー状の多細胞型のものがある。顕微鏡での形態観察により属レベル、あるいは種レベルにまで分類できる。水表面で水の華またはスカムを形成するものもあれば、水塊の混合層全体に均一に広がるもの、あるいは、底部に生息する(底生の)ものもある。細胞内のガス胞によって浮力を制御する能力のあるものや、水中に溶存している窒素を固定できるものもある。公衆衛生上最も重要なシアノバクテリアは、毒素を産生する一連の種である。

ヒトへの健康影響

多くのシアノバクテリアは、表11.1に示すように強力な毒素を産生する。シアノバクテリアの毒素

に関しては8.5.1でも述べている。毒素にはそれぞれ特徴があり、肝臓障害性、神経毒性および腫瘍形成性のものなどがある。曝露による急性症状としては、胃腸障害、発熱、ならびに、皮膚、耳、目、咽喉および気道への刺激がある。シアノバクテリアはヒトの体内では増殖しないので、感染性はない。

表 11.1 シアノバクテリアが産生するシアノトキシン

有毒種	シアノトキシン
<i>Anabaena</i> spp.	ミクロシスチン、サキシトキシン、アナトキシン-a、アナトキシン-a(s)
<i>Aphanizomenon</i> spp.	アナトキシン-a、サキシトキシン、シリンドロスペルモブシン
<i>Cylindrospermum</i> spp.	シリンドロスペルモブシン、サキシトキシン、アナトキシン-a
<i>Lyngbya</i> spp.	シリンドロスペルモブシン、サキシトキシン、リングピアトキシン
<i>Microcystis</i> spp.	ミクロシスチン、アナトキシン-a(少量)
<i>Nodularia</i> sp.	ノジュラリン
<i>Nostoc</i> spp.	ミクロシスチン
<i>Oscillatoria</i> spp.	アナトキシン-a、ミクロシスチン
<i>Planktothrix</i> spp.	アナトキシン-a、ホモアナトキシン-a、ミクロシスチン
<i>Raphidiopsis curvata</i>	シリンドロスペルモブシン
<i>Umezakia natans</i>	シリンドロスペルモブシン

発生源および生息環境

シアノバクテリアは、土壌、海水、および、とりわけ淡水など広範囲の環境に見られる。日射、高い栄養塩濃度、乏しい攪乱および温暖な天候など、いくつかの環境要因がその増殖を促す。種によっては浮遊細胞の密度が高くなって水が緑色に変色し、ときには水表面にスカムが形成されることがある。このような高密度になると、毒素濃度も高くなる。

曝露経路

健康への影響は、飲料水の摂取、レクリエーション、シャワー、さらに可能性としては、補助栄養藻類錠剤の摂取を通しての毒素への曝露に由来する。多くのシアノトキシンについては、繰り返し曝露や慢性的な曝露が主として懸念されるが、毒素の種類によっては、急性毒性の方がより重要である(例えば、リングピアトキシンおよび神経毒のサキシトキシンとアナトキシンなど)。ヒトの死亡事例として、高濃度のシアノトキシンを含んだ水を、適切な処理を施さずに腎透析に用いたことにより発生したものがある。経皮曝露は、皮膚や粘膜を刺激し、アレルギー反応をもたらす可能性もある。

飲料水における重要性

シアノバクテリアは、多くの地表水においては低密度で存在する。しかし、増殖を助長する環境条件のもとでは、高密度の「水の華」が生じることがある。富栄養化(栄養塩の増加に伴う生物増殖の増大)は、シアノバクテリアによる水の華の発生を支えるものである。

「水の華」を抑制する可能性のある制御手段としては、水源への栄養塩の流入を最小限に抑える流域管理や、調整河川の流量管理、水を混合する技術、貯水池において成層（躍層）を破壊するとともに底質からの栄養塩の放出を削減する手法などがある。

関連文書

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 指標生物

指標生物は次の指標を含む幅広い用途に使われている。

- ・ 検証やサーベイランス監視における糞便汚染の指標
- ・ 処理プロセスのバリデーションにおける、ろ過や消毒などの効果の指標
- ・ 運転監視における、配水システムの完全性および清浄性の指標

指標生物に関するより詳しい議論は、7.4および関連文書「飲料水の微生物学的安全性の評価 (*Assessing microbial safety of drinking water*)」(付録1)に記されている。

大腸菌群

一般情報

大腸菌群は、広範囲の好気性または通性嫌気性のグラム陰性、無芽胞の桿菌細菌であり、比較的高濃度の胆汁酸塩の存在下で成長することができ、25～37℃のもとで24時間以内に乳糖を発酵させて、酸またはアルデヒドを産生する。大腸菌 (*Escherichia coli*) と糞便性大腸菌群は大腸菌群の一部であるが、同群の他の菌より高い温度条件下で乳糖を発酵させることができる(下記参照)。大腸菌群は、乳糖発酵の過程で酵素 β -ガラクトシダーゼを産生する。大腸菌群は、かつては *Escherichia* 属、シトロバクター (*Citrobacter*) 属、クレブシエラ (*Klebsiella*) 属およびエンテロバクター (*Enterobacter*) 属に属するものとみなされていたが、本群はより広い範囲にまたがっており、セラチア属やハフニア属なども含まれる。大腸菌群全体としては、糞便性のものだけでなく、環境に生息している種も含む。

指標としての価値

大腸菌群には、水中で生存して増殖し得る種が存在する。そのため、糞便性病原体の指標としては有効でないが、配水システムの清浄度と完全性および生物膜の存在の可能性を評価するために利用することができる。しかし、これらの目的にはより良い指標がある。消毒の指標として大腸菌群が利用可能であるとの提案がなされてきた。しかし、残留消毒剤の試験に比べると、大腸菌群の試験は結果を得るのに時間がかかるうえに信頼性も低い。そのうえ、大腸菌群は、腸管系ウイルスや原虫に比べて消毒剤に対する感受性がはるかに高い。これに対しHPCの測定は、より広範囲の微生物を検出できることから、一般に配水システムの完全性と清浄度のより良い指標であると考えられている。

汚染源および生息状態

大腸菌群 (*E. coli*を除く) は、下水中にも自然水中にも生息する。これらの細菌にはヒトや動物の糞便に排出されるものもあるが、多くは従属栄養で水中や土壌中で増殖できる。大腸菌群は、配水システム内で、特に生物膜が存在する場合に生存して増殖することもできる。

実務への適用

大腸菌群は一般に検水量100mLで測定する。乳糖からの酸の生成、または、酵素 β -ガラクトシダーゼの産生に基づく、比較的簡単な試験方法がいくつかある。そのうちの 하나가、ろ過後のメンブランフィルターを選択培地上で35~37°Cで培養し、24時間後にコロニーを計数するメンブランフィルター法である。その他の方法として、試験管または微小容量のプレートを用いた最確数(MPN)法および存否法がある。フィールドテストキットも市販されている。

飲料水における重要性

大腸菌群は、消毒直後に存在してはならない。もし存在していれば、処理が不十分であることを示している。配水システムや貯水槽における大腸菌群の存在は、再増殖や生物膜の形成、または、土壌や植物など、異物の侵入による汚染があったことを示すものである。

関連文書

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.

大腸菌 (*Escherichia coli*) および糞便性大腸菌群

一般情報

大腸菌群のうち、44～45℃で乳糖を発酵できるものを糞便性大腸菌群と呼ぶ。ほとんどの場合、水中における優占属は*Escherichia*属であるが、シトロバクター、クレブシエラおよびエンテロバクター属の一部も耐熱性である。大腸菌は、トリプトファンからインドールを産生できること、または、酵素β-グルクロニダーゼを産生することにより、他の耐熱性大腸菌と区別することができる。大腸菌はヒトや動物の糞便に非常に多数存在し、熱帯の土壌で増殖するという証拠はあるものの、糞便汚染のないところで検出されることはまれである。大腸菌以外の糞便性大腸菌群には、環境株が含まれる。

指標としての価値

大腸菌は、糞便汚染の最も適当な指標であると考えられている。大抵の場合、糞便性大腸菌群は、大腸菌がその優占種であるため、やや信頼性には劣るものの十分利用できる糞便汚染の指標とみなされている。大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は飲料水質のサーベイランスなど、検証のための監視プログラムで、まず第一に選ばれる生物である。これらの生物は消毒の指標としても用いられるが、残留消毒剤を直接測定する方法に比べると試験に非常に時間がかかり、信頼性も低い。大腸菌は、腸管系ウイルスや原虫に比べると消毒に対してはるかに感受性が高い。

汚染源および生息状態

ヒトや動物の糞便、下水および糞便汚染されてから間もない水には、多数の大腸菌が存在する。配水システム内における飲料水の温度および栄養条件下では、本細菌の増殖は極めて考えにくい。

実務への適用

大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)は、通常、検水量100mLで測定する。乳糖からの酸およびガスの生成、または酵素β-グルクロニダーゼガラクトシダーゼの産生に基づく、比較的簡単な試験方法がいくつかある。そのうちの 하나가、ろ過後のメンブランフィルターを選択培地上で44～45℃で培養し、24時間後にコロニーを計数するメンブランフィルター法である。その他の方法として、試験管または微小容量のプレートを用いた最確数(MPN)法および存否法があり、検水量が100mL以上の場合に適用できるものもある。フィールドテストキットが市販されている。

飲料水における重要性

大腸菌(または、その代替として、糞便性大腸菌群)が存在することは、糞便汚染があったことを示す証拠である。本細菌が検出された場合には、再度試料採取を行ったりやり直したり、不十分な処理、または、配水システムの完全性の欠陥など、考えられる汚染原因を調査したりするなど、さらなる対策を講じる必要がある。

関連文書

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.

従属栄養細菌数

従属栄養細菌数(Heterotrophic plate count:HPC)の利用に関する詳細なレビューが参照可能である(関連文書「従属栄養細菌数と飲料水の安全性(*Heterotrophic plate counts and drinking-water safety*)」(付録1)を参照)。

一般情報

HPCの測定では、阻害剤や選択剤を含まない高栄養の培地を用いて、一定期間、特定の温度で培養して、細菌や真菌など、広範囲の従属栄養微生物を検出する。HPC試験で検出される生物には、大腸菌群のような消毒に感受性のあるものから、芽胞形成菌のように消毒に対して抵抗力を持つもの、さらに残留消毒剤のない処理水中で急速に増殖する生物まで、広範な生物が含まれる。しかしながら、それでもこの試験で検出されるのは、水中に存在する微生物のごく一部である。検出される菌数は、試験方法や適用条件によって異なる。標準試験法が開発されてきているが、普遍的な単一のHPC測定法はない。様々な培地が利用可能であり、培養温度は20℃から37℃、培養期間も数時間2、3時間から7日あるいはそれ以上と多様である。

指標としての価値

病原菌の存在に関する指標としてはほとんど価値がないが、運転監視を行う上での処理および消毒の指標としては有用であり、その場合、HPCを可能な限り低く保つことが目標となる。さらに、HPCの測定は、配水システムの清浄度と完全性および生物膜の存在の評価に使用できる。

汚染源および生息状態

従属栄養微生物には、水環境の自然の(一般に有害でない)微生物叢および様々な汚染源に存在する生物が含まれる。それらは水源に多数存在する。HPC試験で実際に検出される生物の種類は多岐にわたり、場所によっても、同一地点の連続試料間でも異なる。凝集沈澱などの浄水処理プロセスにより、水中のHPCは減少する。しかし、生物活性炭処理や砂ろ過などのその他の処理プロセスでは、HPCは増加する。HPCは、塩素処理、オゾン処理および紫外線照射などの消毒処理によって大きく減少する。しかし、実際には、どのような消毒プロセスにおいても水を滅菌するわけではないので、残留消毒剤がなくなるなど条件を整えば、HPCとして測定される生物は速やかに増殖し得る。HPCとして測定される生物は、水中または水と接している表面で生物膜として増殖し得る。増殖あるいは「再増殖」に係する主な要因は、温度、同化性有機炭素(AOC)などの栄養濃度、残留消毒剤の欠如および水の滞留である。

実務への適用

高度な試験施設や熟練したスタッフは必要ではない。試験方法によるが、数時間から数日後に、好気培養した平板寒天培地上において結果が得られる。

飲料水における重要性

消毒後には、HPCが減少することが期待される。しかし、大抵の場合、HPC試験で得られる結果については、実際の菌数そのものは、特定の場所での菌数の変化に比べてそれほど価値がない。配水システムにおいてHPCの増加が見られる場合には、清浄度が低下して、おそらく滞留が生じ、生物膜が生成していることが考えられる。HPCには、「日和見」病原体の可能性のあるアシネトバクター、エロモナス、フラボバクテリウム、クレブシエラ、モラクセラ、セラチア、シュールドモナスおよびキサントモナスなどが含まれる。しかし、一般集団が飲料水を摂取することによって、これらの生物による胃腸炎がもたらされたという証拠はこれまでにない。

関連文書

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).

腸球菌

一般情報

腸球菌は、*Streptococcus*属のいくつかの種により構成される糞便性連鎖球菌という比較的大きな生物集団のサブグループである。本細菌はグラム陽性で、塩化ナトリウムとアルカリ性pHに比較的耐性がある。通性嫌気性で、単体のもの、2個から成るもの、または、短鎖状になっているものなどがある。腸球菌を含めて糞便性連鎖球菌はすべて、LancefieldのグループD抗血清に陽性反応を示し、温血動物の糞便から分離される。腸球菌のサブグループは、*Enterococcus faecalis*、*E. faecium*、*E. durans*、*E. hirae*の4種で構成される。本グループは糞便汚染に比較的特異性がある点で、他の糞便性連鎖球菌と区別される。しかし、水から分離される腸球菌の中には、土壌を含めて、糞便汚染のないところで由来するものが、ときには含まれることもある。

指標としての価値

腸球菌は糞便汚染の指標として使用できる。大抵の種は、水環境では増殖しない。ヒトの糞便中の腸球菌の数は、通常、大腸菌のそれよりもおよそ1桁少ない。本グループの重要な利点は、大腸菌(または、糞便性大腸菌群)に比べて水環境での生残性がより高いこと、乾燥により強いこと、および塩素により強いことである。腸球菌は、大腸菌よりも生残性の高い糞便性病原体の指標として原水の試験に使用され、飲料水では大腸菌試験を補完するものとして使用されてきた。さらに、腸球菌は、配水システムの改修後、または、新配水管布設後の水質試験にも使用されてきた。

汚染源および生息状態

腸球菌は、一般にヒトおよびその他温血動物の糞便中に排出される。糞便汚染のない土壌からも、本グループの細菌が検出されることがある。腸球菌は、下水、ならびに、下水またはヒトおよび動物の排泄物で汚染された水環境に多量に存在する。

実務への適用

腸球菌は、基本的な細菌試験施設があれば、簡単かつ安価な培養法で検出できる。通常使用される方法は、ろ過後のメンブランを、選択培地上で35～37℃で48時間培養するメンブランフィルター法である。他の方法としては、腸球菌が酢酸ナトリウムとナリジキシン酸の存在下で、41℃で36時間以内に4-メチルウンベリフェリル-β-D-グルコシドを加水分解する能力に基づいて検出す

る、微小容量のプレートを用いた最確数法がある。

飲料水における重要性

腸球菌が存在することは、糞便汚染があったことを示す証拠である。本細菌が検出された場合には、再度試料採取を行ったりやり直したり、不十分な処理、または、配水システムの完全性の欠陥など、考えられる汚染原因を調査したりするなど、さらなるさらに対策を講じる必要がある。

関連文書

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.

ウェルシュ菌 (*Clostridium perfringens*)

一般情報

*Clostridium*属の細菌は、グラム陽性、嫌気性の亜硫酸塩還元細菌である。紫外線照射、極端な温度やpHおよび塩素処理などの消毒プロセスを含めて、水環境中の不適な条件に対して著しく抵抗力のある芽胞を形成する。本属の代表種であるウェルシュ菌は正常な腸内細菌叢の一つであり、ヒトおよび温血動物の13～15%に見られる。他の種はすべて糞便由来というわけではない。大腸菌と同様に、ウェルシュ菌も大抵の水環境では増殖せず、高度に糞便汚染に特異的な指標である。

指標としての価値

ウェルシュ菌芽胞は、消毒プロセスやその他の不適な環境条件に対して著しく抵抗力があることから、ウェルシュ菌が、浄水処理を伴う飲料水供給の原虫に関する指標として提案されている。また、ウェルシュ菌はその生残性の高さのため、間欠的な汚染を起こしやすい糞便汚染源を知る手だてとすることができる。*Clostridium*が腸管系ウイルスの信頼性の高い指標であるという証拠は、主として浄水処理による除去に関する一つの研究に基づいており、限定的で一貫性が無い。本

細菌は、その芽胞の生残性が極端に高く、腸管系病原体の生残性をはるかに凌ぐと考えられるため、結果は注意して扱うべきである。ウェルシュ菌芽胞は原虫のシストやオーシストよりも小さく、ろ過プロセスの効果の指標として有用である。

汚染源および生息状態

ウェルシュ菌とその芽胞は下水中に常に存在し、水環境中では増殖しない。ウェルシュ菌はヒトよりもイヌなどの糞便中に、より高頻度、高濃度で存在するが、他の多くの温血動物の糞便では検出頻度が低い。糞便中に排出される数は、通常、大腸菌に比べてかなり少ない。

実務への適用

一般にウェルシュ菌の栄養細胞と芽胞の検出には、メンブランを選択培地の上に置いて、厳密な嫌気条件下で培養するメンブランフィルター法が用いられる。この方法は、大腸菌や腸球菌などの他の指標ほどは簡単ではなく、コストもかかる。

飲料水における重要性

飲料水中にウェルシュ菌が存在することは、間欠的な糞便汚染があることの指標となる。そのような場合には、汚染源の調査が必要である。腸管系ウイルスや原虫を除去するためのろ過プロセスにより、ウェルシュ菌も除去される。浄水処理直後の水から検出された場合は、ろ過施設の処理性能に関する調査が必要である。

関連文書

- 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.

コリファージ(大腸菌ファージ)

一般情報

バクテリオファージ(ファージ)は、細菌のみを増殖のための宿主とするウイルスである。コリファージの宿主は大腸菌とその近縁種であり、これらの宿主細菌から、ヒトや他の温血動物の糞便中に排出される。水質評価に用いられるコリファージは、体表面吸着コリファージとF-RNAコリファージの2つのグループに大別される。これらのグループ間では、感染経路が異なる。

体表面吸着コリファージによる感染は、宿主の細胞壁上にあるレセプターへの付着により始まる。温血動物の消化管で増殖することが多いが、水環境中でも増殖することがある。体表面吸着コリファージは、その形態学的特徴によって様々なファージ(ミオウイルス科、サイフォウイルス科、ポドウイルス科およびマイクロウイルス科)に分けられる。

F-RNAコリファージによる感染は宿主大腸菌の性(F)絨毛への付着により始まる。これらのF絨毛は、性(F)プラスミドを保有する細菌でのみ生成される。F絨毛は30℃以上の対数増殖期にのみ生成されるので、F-RNAコリファージは、温血動物の消化管以外の環境では増殖しないと考えられる。F-RNAコリファージは、レビウイルス科の非常に近縁のグループで構成されており、一本鎖RNAと、ピコルナウイルスとよく似た正二十面体のカプシドから成る。F-RNAコリファージはI～IVの血清型に分けられ、遺伝子プローブハイブリダイゼーションのような分子生物学的手法により同定できる。グループIとIVは(ヒトを除く)動物の糞便のみに見られ、グループIIIはヒトの糞便のみに見られる。グループIIのファージはヒトの糞便から検出されているが、ブタの約28%に見られるほかは動物の糞便から検出されていない。十分にはわかっていないものの、このような特性から、一定の制約条件下で、ヒト由来と動物由来の糞便汚染を区別する目安として使用できる可能性がある。

指標としての価値

ファージは、組成、形態、構造および増殖の様式など、多くの点でヒトウイルスと同様の特性を持っている。それゆえ、コリファージは、腸管系ウイルスの水環境における挙動や浄水処理および消毒プロセスに対する感受性を評価する上で、有用なモデルまたは代替指標(surrogate)である。この点においては、ファージは糞便性細菌よりも優れており、原水がヒトの糞便排水に影響を受けていることが判っているところでの検証および監視に用いることを検討することが可能である。しかし、コリファージ数と腸管系ウイルス数の間に直接的な相関はない。さらに、コリファージは、腸管系ウイルスの指標として絶対的に信頼できるというわけではない。このことは、通常のコリファージ試験で陰性の浄水処理および消毒を伴う飲料水供給から、腸管系ウイルスが分離されることにより確認されている。

F-RNAコリファージは体表面吸着コリファージと比べて、糞便汚染をより正確に特定できる指標である。さらに、F-RNAコリファージは、腸管系ウイルスの水環境における挙動や浄水処理および消毒に対する応答を表す指標として、体表面吸着コリファージよりも優れている。このことは、F-RNAコリファージ、体表面吸着コリファージ、糞便性細菌および腸管系ウイルスの挙動や生残

について比較した研究により確認されている。F-RNAコリファージの血清型(遺伝子型)には、ヒトと動物の排泄物に対してそれぞれ特異性があることから、ヒト由来の糞便汚染と動物由来の糞便汚染を区別するのに有用であると考えられる。しかし、未解決の問題点や矛盾するデータがあり、これを実際に適用できるかどうかはまだ明らかではない。コリファージは、その制約から、実験室での研究、パイロット試験および検証試験に使用するのに最も適している。運転や検証(サーベイランスを含む)のための監視には適さない。

汚染源および生息状態

ヒトや動物が排出するコリファージの数は比較的少ない。増殖様式や宿主特異性のゆえに、体表面吸着コリファージは一般にヒトと動物から排出されるが、F-RNAコリファージはヒトや動物から排出される比率が一般に低く、変動しやすい。いくつかのコミュニティにおいて、ヒト10%、ウシ45%、ブタ60%および家禽70%の割合で、糞便試料からF-RNAコリファージが検出されたというデータがある。水環境では、体表面吸着コリファージは一般にF-RNAコリファージのおよそ5倍、細胞変性効果を示すヒトウイルスのおよそ500倍の濃度で検出されるが、これらの倍率はかなり変動する。下水には体表面吸着コリファージが $10^6 \sim 10^8/L$ のオーダーで含まれる。ある研究では、屠畜場排水から体表面吸着コリファージが $10^{10}/L$ もの高濃度で検出されている。体表面吸着コリファージは下水中で増殖するものと考えられ、また、体表面吸着コリファージは自然の水環境でも腐生した宿主を使って増殖することが示唆されている。体表面吸着コリファージとF-RNAコリファージはともに、湖水や河川水から最高 $10^5/L$ 程度で検出されている。

実務への適用

体表面吸着コリファージは比較的簡単で安価なプラーク法で検出でき、24時間で結果が得られる。F-RNAコリファージをプラーク法で検出するには、F繊毛の生成を確実にするために、温度 30°C 以上で宿主細菌が対数増殖期にあるようにしなければならないので、それほど簡単ではない。大型ペトリ皿を用いたプラーク試験は、試料100mLでプラークを定量的に計数できるよう工夫されており、また、存否試験は、500mLかそれ以上の水量でも行えるようになっている。

飲料水における重要性

コリファージはヒトと温血動物の消化管内でのみ増殖するので、その飲料水中に存在は、糞便汚染、および、腸管系ウイルスや他の病原微生物が存在する可能性を示す指標となる。また、飲料水中におけるコリファージの存在は、腸管系ウイルスを除去するための浄水処理や消毒のプロセスに欠点があることを示すものである。F-RNAコリファージは糞便汚染に関してより特異的な指標である。浄水処理を伴う飲料水供給で、コリファージが検出されないからといって、腸管系ウイルスや原虫などの病原体が存在しないとは限らない。

関連文書

- 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.c 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.

バクテロイデスファージ (*Bacteroides fragilis* ファージ)

一般情報

バクテロイデス (*Bacteroides*) 属の細菌は、ヒトの消化管内に大腸菌よりも多く生息している。糞便1g当たり、大腸菌は $10^6 \sim 10^8$ 個であるのに対して、バクテロイデス属は $10^9 \sim 10^{10}$ 個である。バクテロイデスは環境中の酸素レベルで急速に不活化されるが、バクテロイデスファージは不適な条件に対して抵抗力がある。*B. fragilis* ファージの2つのグループが、水質評価の指標として使用される。一つは、*B. fragilis* HSP40を特異的に宿主とするグループである。このグループのファージは、ヒトの糞便中にもみ見られ、動物の糞便には存在しないという特徴がある。下水中のこのグループのファージの数は比較的少なく、地域によってはほとんど存在しないこともある。*B. fragilis* HSP40ファージはサイフォウイルス科に属し、柔軟性のある非収縮性の尾をもち、二本鎖DNAと直径60nmのカプシドから成る。指標として使用される二番目のグループは、*B. fragilis* RYC2056を宿主とするグループである。このグループは、ヒトや多くの動物の糞便に見られる非常に広範なファージが含まれる。下水中には、これらのファージは一般に*B. fragilis* HSP40ファージよりもずっと多く存在する。

指標としての価値

バクテロイデスファージは、糞便と特異的な関係があり、環境条件に対して抵抗力が非常に高いことから、糞便汚染の指標として提案されている。特に、*B. fragilis* HSP40ファージはヒトの糞便

にのみ見られる。*B. fragilis* フェージ B40-8 は、*B. fragilis* HSP40 フェージグループの代表的なフェージであるが、その塩素に対する抵抗力は、ポリオウイルス1型、サルロタウイルス SA11、コリフェージ f2、大腸菌および *Streptococcus faecalis* よりも強いことが判っている。*B. fragilis* RYC2056 フェージも、同様に消毒に対して抵抗力があるようである。指標としての *B. fragilis* フェージの欠点は、下水や汚染された水環境での濃度が比較的低いことである。これは特に *B. fragilis* HSP40 フェージについて言える。通常 *B. fragilis* HSP40 フェージ検査で陰性であった飲料水供給でも、腸管系ウイルスが検出されたことがある。このような限界があることから、バクテロイデスフェージは、実験室での研究、パイロット実験および検証試験に最も適している。

汚染源および生息状態

ある地域では、*B. fragilis* HSP40 フェージを排出するヒトはおよそ 10～20% である。したがって、その下水中の濃度は、体表面吸着コリフェージはもとより、F-RNA コリフェージに比べてもずっと少ない。下水で汚染された河川水で、*B. fragilis* HSP40 フェージの濃度が平均 67/L であったとの報告がある。*B. fragilis* HSP40 フェージが、下水から全く検出されないという地域もある。*B. fragilis* RYC2056 を宿主とするフェージは多数排出され、より普遍的に検出されるようである。平均的には、これらのフェージはヒトの 25% 以上が排出する。水環境に関するある調査で、*B. fragilis* HSP40 フェージが、細胞変性効果を示す腸管系ウイルスよりも平均で約 5 倍だけ多いとの報告がある。理論的には、排水中には実際に検出されるよりも多くのフェージが存在するはずである。この違いは、プラーク法による試験の際に十分な嫌気条件が維持できていないためと考えられる。検出方法の改善により、下水や汚染された水環境から、より多くの *B. fragilis* フェージが検出されるようになるであろう。

実務への適用

B. fragilis フェージの欠点は、コリフェージに比べて試験方法がより複雑で、コストがかかることである。選択性を確保するために抗生物質を使うこと、ならびに、培養やプラーク形成試験を絶対嫌気条件下で行なう必要があることが、コストを押し上げている。プラーク法による試験結果は、コリフェージでは約 8 時間後に得られるのに対し、*B. fragilis* フェージの場合は通常約 24 時間後に得られる。

飲料水における重要性

飲料水中に *B. fragilis* フェージが存在することは、浄水処理や消毒の不足だけでなく、糞便汚染の明確な証拠でもある。さらに、*B. fragilis* HSP40 フェージが存在する場合には、ヒト由来の糞便汚染がある可能性が非常に高い。しかし、下水、汚染された水環境および飲料水供給における *B. fragilis* フェージの濃度は比較的低い。そのため、浄水処理を伴う飲料水供給から *B. fragilis*

ファージが検出されないからといって、腸管系ウイルスや原虫が存在しないことが保証されるわけではない。

関連文書

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.

腸管系ウイルス

一般情報

ここでいうウイルスとは、ヒトの消化管に感染し、糞—口経路で伝播するウイルス全体のことである。このグループに入るものとしては、エンテロウイルス、アストロウイルス、腸管系アデノウイルス、オルトレオウイルス、ロタウイルス、カリシウイルス、ならびに、A型およびE型肝炎ウイルスがよく知られている。腸管系ウイルスには広範なウイルスが含まれ、これらは世界的に罹患率や死亡率の主要な原因となっている。各腸管系ウイルスは、構造、組成、核酸および形態が異なる。また、排出数や排出頻度、環境中における生残性および浄水処理プロセスに対する抵抗力も異なる。腸管系ウイルスは、堅牢なカプシドを持っているため不適な環境でも生残でき、酸性で蛋白分解的な条件の胃を通過して十二指腸に到達し、感受性のある腸管上皮細胞に侵入することができる。

指標としての価値

指標生物として腸管系ウイルスを用いるのは、他に適当な選択肢がないためである。糞便性細菌の水環境における生残性や浄水処理および消毒プロセスに対する感受性は、腸管系ウイルスとは大きく異なる。そのため、多様な腸管系ウイルスの中から1つまたはいくつかを選んで監視することは、水中における腸管系ウイルスの有無や、制御手段に対する応答を評価する上でより有

用である。

汚染源および生息状態

腸管系ウイルスは、世界中どこでもヒトからかなり頻繁にそして多数排出されるため、そのうちの多くは下水中の濃度が地域を問わずかなり高い。しかし、各腸管系ウイルスの分布は、感染率や排出率が一律でないことから大きく異なる。集団感染時にはウイルス粒子数が一層多くなる。

実務への適用

水供給において、多様な腸管系ウイルスを日常的に監視できる実用的な試験法はまだない。比較的容易に検出できるのは、エンテロウイルス、アデノウイルスおよびオルトレオウイルスのグループである。これらのウイルスは汚染された環境では比較的高濃度で存在しており、細胞培養での細胞変性効果に基づく実用的でそれほどコストがかからない方法で検出でき、ウイルスの種類にもよるが3～12日で結果が得られる。技術と専門知識の進歩により、コストも低下してきている。特に、大容量の飲料水から腸管系ウイルスを回収するためのコストの低下は著しい。例えばグラスウールを用いた吸着－誘出法など、いくつかの技術は安価である。細胞培養のコストも低下してきている。これらの結果、飲料水供給において細胞変性効果を示すウイルスを試験するためのコストは、その目的によっては許容できる範囲のものとなった。ウイルス試験は、処理プロセスの効果の評価および状況によっては、プロセス処理性能を検証するための調査研究の一部として使用できる。培養時間、コストおよび試験法がやや複雑であることから、腸管系ウイルス試験は運転や検証（サーベイランスを含む）のための監視には適さない。オルトレオウイルスや、多くの水環境で検出されるポリオウイルスのワクチン株は、実験室職員の健康リスクとはならないという利点がある。

飲料水における重要性

飲料水中におけるいずれかの腸管系ウイルスの存在は、他の腸管系ウイルスが存在する可能性についての指標であると考えべきであり、糞便汚染があることを示す明白な証拠であると同時に、浄水処理および消毒プロセスが不十分であることを示す証拠でもある。

関連文書

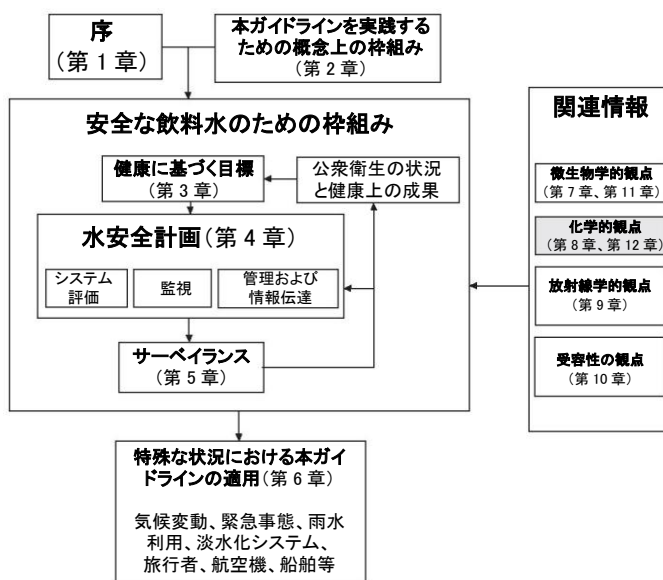
Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality— Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing, pp. 289-315 (WHO Water Series).

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.

(空白)

第 12 章 化学物質ファクトシート

各ファクトシートの主な基礎資料として本章で参照した文書は、WHO のウェブサイト http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/index.html に掲載されている。各化学物質の基礎資料を含む、本章の引用文献を網羅したリストは付録2に記されている。



12.1 飲料水中の化学的汚染物質

アクリルアミド

飲料水の処理に使用されるポリアクリルアミド系凝集剤中に、アクリルアミドモノマーが残留している。通常、ポリマーの最大許容注入率は1mg/Lである。モノマーの含有率が0.05%であれば、水中におけるモノマーの最大理論濃度は0.5 μ g/Lである。実際の濃度はこの2分の1か3分の1である。このことは、陰イオン性および非イオン性ポリアクリルアミドには当てはまるが、陽イオン性ポリアクリルアミドの場合の残留濃度はもっと高いことがある。ポリアクリルアミドは、飲料水供給のための配水池や井戸を建設する際のグラウト剤としても使用される。高温調理する食品(例えば、パン、フライ、および、ローストした食品)中にアクリルアミドが形成されることがあるので、飲料水に比べ食品からのヒトへの曝露ははるかに高い。

ガイドライン値	0.0005 mg/L (0.5 μ g/L)
検出状況	給水栓水中に最大数 μ g/L の濃度で、時々検出されている。
ガイドライン値導出の根拠	飲料水試験で雌ラットに観察された乳腺、甲状腺、子宮の各腫瘍発生の結果

	に線形多段階モデルを適用。
検出下限値	0.032 $\mu\text{g/L}$ —ガスクロマトグラフ法(GC); 0.2 $\mu\text{g/L}$ —高速液体クロマトグラフ法(HPLC); 10 $\mu\text{g/L}$ —紫外線(UV)検出器付HPLC
処理性	通常の処理プロセスではアクリルアミドを除去することができない。通常、ポリアクリルアミド凝集剤中のアクリルアミド含有率と注入率のどちらか、またはその両方を制限することにより、飲料水中のアクリルアミドの濃度を制御できる。分析技術の進歩により、直接測定することによる制御もまた可能になり始めている(基礎資料参照)。
付記	浄水処理に使うポリアクリルアミドの遊離アクリルアミドモノマーを制限するためにあらゆる努力を払うべきであり、水供給事業者は、飲料水中の残留アクリルアミドを技術的に可能な最低濃度に維持するためあらゆる努力を払うべきである。特に、注入量を制限することによりアクリルアミドを制御している場合、過剰注入は常に避けるべきである。
評価実施日	2011
主要関連文書	FAO/WHO (2011) <i>Evaluation of certain contaminants in food</i> WHO (2011) <i>Acrylamide in drinking-water</i>

アクリルアミドは、摂取後容易に消化管から吸収され、広く体液中に分布する。アクリルアミドは、胎盤を透過し得る。神経毒性の性質をもち、生殖細胞に影響を及ぼすとともに生殖機能を損傷する。変異原性試験においては、Ames試験は陰性であったが、*in vitro*および*in vivo*では哺乳動物細胞の遺伝子突然変異や、染色体異常を誘発させた。飲料水による曝露を受けたラットを対象とする長期発がん性研究において、アクリルアミドは、雄では陰嚢、甲状腺および副腎に、雌では乳腺、甲状腺および子宮に腫瘍を誘発させた。国際がん研究機関(IARC)はアクリルアミドをグループ2A(ヒトに対しておそらく発がん性がある物質)とした。国連食糧農業機関(FAO)/世界保健機関(WHO)合同食品添加物専門家委員会は、近年、アクリルアミドの発がん性および神経毒性に関する懸念を示し、食品を通しての曝露を技術的に達成可能な限り低くすべきであると結論付けた。最近のデータにより、調理した食品によるアクリルアミド曝露量は、これまで考えられていたよりもかなり高いことがわかった。食品からのアクリルアミドの摂取の制御は困難なため、浄水処理において凝集補助剤として使われるポリアクリルアミドのアクリルアミドの含有率、これはアクリルアミドによる飲料水汚染の最も重要な汚染源であるが、をできるだけ低くすること、また、凝集を改善するための即効性のある手段としてポリアクリルアミドを過剰に添加しないことは非常に重要である。

アラクロール

アラクロール(ケミカルアブストラクトサービス(CAS) No. 15972-60-8)は、一年草や、雑穀その他多くの作物栽培中に生育する各種広葉雑草の制御に使用される、発芽前用または発芽後用の除草剤である。主に揮発、光分解、生物分解によって土壌から消失する。土壌中では、多くのアラクロール分解生成物が確認されている。アラクロールは、農薬としてのアラクロールを禁止するために欧州共同体およびカナダが採った最終的な規制措置に基づく、ロッテルダム条約の事

前通知合意手続に含まれた。

ガイドライン値	0.02 mg/L (20 μg/L)
検出状況	地下水および地表水中で検出されている。飲料水中でも2 μg/L以下の濃度で検出されている。
ガイドライン値導出の根拠	ラットの鼻腔腫瘍発生率に関するデータに線形多段階モデルを適用して算出。
検出下限値	0.1 μg/L—電気伝導度検出器（窒素モード）付ガス—液体クロマトグラフ法または窒素・リン検出器付キャピラリーカラムGC
処理性	0.001 mg/L—粒状活性炭（GAC）により達成可能
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Alachlor in drinking-water</i>

利用可能な実験データからすると、アラクロールの遺伝毒性の根拠は疑わしいと考えられる。しかし、アラクロールの代謝物の一つである2,6-ジエチルアニリンについては、変異原性が証明されている。ラットによる2つの実験から得られた利用可能なデータによれば、アラクロールが発がん性を有することは明らかで、鼻介骨の良性・悪性腫瘍、悪性胃腫瘍および甲状腺の良性腫瘍の原因となる。

アルディカーブ

アルディカーブ (CAS No. 116-06-3) は、土壌中の線虫類、および、種々の作物につく昆虫やダニの制御に使われる浸透性殺虫剤である。水に対する溶解度が非常に高く、土壌中の移動性も高い。数週間から数ヶ月間残留し、主に生物分解と加水分解によって消失する。

ガイドライン値	0.01 mg/L (10 μg/L)
検出状況	汚染物質として、特に砂質土をともなう利用地域近辺の地下水で検出されることがよくある。井戸水からの最大検出濃度は500 μg/Lである。残留物としてのアルディカーブスルホキシドとアルディカーブスルホンは、地下水でほぼ1:1の比率で検出されている。
許容一日摂取量 (ADI)	0-0.003 mg/kg体重/日—ヒトのボランティアによる一回の経口摂取試験におけるコリンエステラーゼ抑制に基づく。
検出下限値	0.001 mg/L—蛍光検出器付逆相HPLC
処理性	0.001 mg/L—GACまたはオゾン処理により達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て ADI上限値の10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	1992年のFAO/WHO合同残留農薬専門家会議(JMPR)による評価で導出されたガイドライン値が、第2版で導出されたガイドライン値と非常に近い値であるため、第2版の値が維持された。
評価実施日	2003
主要関連文書	FAO/WHO (1993) <i>Pesticide residues in food—1992 evaluations</i> WHO (2003) <i>Aldicarb in drinking-water</i>

アルディカーブは、現に使用されている農薬の中で最も急性毒性の強いものの一つであるが、その長期間投与と1回投与のいずれにおいても共通して観察される毒性影響は、アセチルコリン

エステラーゼ阻害だけである。アルディカーブはスルホキシドやスルホンに変化する。アルディカーブスルホキシドは、アルディカーブそのものよりも強力なアセチルコリンエステラーゼ阻害物質であるのに対し、アルディカーブスルホンは、アルディカーブやスルホキシドと比べて毒性がかなり低い。証拠からすると、アルディカーブ、アルディカーブスルホキシドおよびアルディカーブスルホンは、いずれも遺伝毒性や発がん性を有していない。IARCは、アルディカーブをヒトに対して発がん性による分類ができない物質(グループ3)としている。

アルドリンおよびディルドリン

アルドリン(CAS No. 309-00-2)とディルドリン(CAS No. 60-57-1)は塩素系の殺虫剤で、材木保護のための土壌害虫対策に使用され、また、ディルドリンは公衆衛生上重大な害虫への対策にも用いられる。1970年代の初め以降、多くの国がこれらの化合物の利用、特に農業利用を厳しく規制したり禁止したりするようになった。これらの化合物は、毒性および作用機序の面で密接に関連している。アルドリンは、大抵の環境条件下もしくは生体内で急速にディルドリンに変化する。ディルドリンは、土壌中での移動性が低い残留性の高い有機塩素系化合物で、大気への移行や生物蓄積によって消失することがある。食品を通してのアルドリンとディルドリンへの曝露量は非常に低く、減少傾向にある。

ガイドライン値	アルドリンおよびディルドリン(合計値): 0.000 03 mg/L (0.03 μ g/L)
検出状況	飲料水中ではほとんど検出されない。飲料水中のアルドリンとディルドリンの濃度は、通常0.01 μ g/L以下である。また、地下水中に含まれていることはほとんどない。
暫定耐容一日摂取量(PTDI)	0.1 μ g/kg体重/日(アルドリンとディルドリンの合計値として)ーイヌ1 mg/kg餌およびラット0.5 mg/kg餌(両者とも0.025 mg/kg体重/日に相当)の無毒性量(NOAEL)に、マウスで観察された発がん性の懸念に基づく不確実係数250を適用。
検出下限値	アルドリン0.003 μ g/L、ディルドリン0.002 μ g/Lー電子捕獲型検出器(ECD)付GC
処理性	0.02 μ g/Lー凝集、GACまたはオゾン処理により達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て PTDIの1%(食品からの曝露低減という観点では、この値はおそらく非常に保守的である。) ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日 <p>アルドリンとディルドリンは、残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約で位置付けられている。そのため、飲料水ガイドラインに定める以外の監視が行われる場合がある。</p>
評価実施日	2003
主要関連文書	FAO/WHO (1995) <i>Pesticide residues in food—1994 evaluations</i> WHO (2003) <i>Aldrin and dieldrin in drinking-water</i>

これらの2つの化合物は実験動物では非常に毒性が高く、ヒトへの中毒例も報告されている。ア

ルドリンとディルドリンは複数の毒性メカニズムを有している。対象となる器官は中枢神経系と肝臓である。長期毒性試験によれば、ディルドリンは2種の系統のマウスの雄雌いずれにも肝臓腫瘍を誘発させたが、ラットでは腫瘍の増加はみられず、遺伝毒性は有していないようである。IARCは、アルドリンとディルドリンをグループ3(ヒトに対して発がん性による分類ができない物質)に分類している。使用が劇的に減少するに従い、食品を経由しての曝露は著しく減少した。

アルミニウム

アルミニウムは、最も豊富に存在する金属元素であり、地殻の約8%を構成している。アルミニウム塩は、有機物、色度、濁度および微生物濃度を低減させるための凝集剤として、浄水処理に広く用いられている。こうした使用が、浄水中のアルミニウム濃度の増加につながることもある。残留濃度が高い場合、不快な色や濁りを生じさせることがある。アルミニウム濃度がこのような問題を生じるレベルに達するかどうかは、多数の水質パラメータと浄水場の運転操作因子によって大きく左右される。一般人にとってのアルミニウムの主たる曝露経路は、食品、特にアルミニウム化合物を食品添加物として含んでいる食品からの摂取である。アルミニウムの全経口曝露量に対する飲料水の寄与は、通常5%に満たない。

ガイドライン値が設定されない理由	JECFAの暫定耐容一週摂取量(PTWI)から0.9mg/Lという健康に基づく値を導出できるかもしれないが、この値は、浄水施設でのアルミニウムを使った凝集工程の最適化による実際のレベルを超えるものである。つまり、大規模水処理施設では0.1mg/L以下、小規模施設では0.2mg/L以下である。
評価実施日	2009
主要関連文書	FAO/WHO (2007) <i>Aluminium (from all sources, including food additives)</i> IPCS (1997) <i>Aluminium</i> WHO (2010) <i>Aluminium in drinking-water</i>

アルミニウムは、食品、飲料水および多くの制酸剤に広く含まれているにもかかわらず、経口摂取したアルミニウムがヒトへの急性毒性を有することを示す指摘はほとんどない。アルミニウム曝露が、ヒトのアルツハイマー病(AD)の発症を引き起こし、あるいは、促進するリスク要因の一つであるという仮説がある。1997年にWHOの環境保健クライテリアモノグラフでは、アルミニウムについて以下のとおり結論を下した。

全体として見ると、いくつかの疫学研究により示された飲料水中のアルミニウムとADとの正の関係を完全に否定することはできない。しかし、これらの研究が、明白な交絡因子や、すべての曝露源からのアルミニウム総摂取量を考慮に入れていないことを考えると、因果関係を推論するに当たっては厳しい留保条件付きとするのが妥当である。

総合すれば、これらの研究にあるとおり、飲料水中の濃度100 µg/L以上のアルミニウムへの曝露によるアルツハイマー病の相対的リスクは低い(2.0以下)。しかし、これらのリスク推定値は各種の方

法論上の理由から不正確であるため、集団リスクを正確に算出することはできない。このような不正確な予測であるが、一般集団のアルミニウム曝露量制御の必要性を判断する上で役に立つであろう。

2007年、JECFAは全ての発生源のアルミニウムに対して、1 mg/kg 体重というPTWIを策定した。JECFAの結論は以下のとおりである。

...入手できる研究成果は多くの限界があり、用量－反応関係を定めるほど十分ではない。したがって、本委員会は、いくつもの研究で得られた証拠の組み合わせに基づいて、それを評価した。強制経口投与後の毒物動態は食餌投与後の毒物動態とは異なると想定されており、また、強制経口投与の研究は一般的には食物中の基礎レベルを含むアルミニウムの総曝露は報告しないので、強制経口投与によるアルミニウム化合物の投与にまつわる研究の関連性ははっきりしなかった。アルミニウム化合物の食餌投与と共に行われた研究は評価には最適だと考えられた。マウス、ラット、およびイヌにおける幅広い食餌研究における、アルミニウム(AI)に対するLOEL(最小作用量)の最小値は、AIで示された様に、一日当たり 50～75 mg/kg 体重の範囲であった。

本委員会は、種間差、および種内差に対応できるように、不確実係数 100 をこの LOEL の範囲の下限(AIで示された 50 mg/kg 体重/日)に適用した。データベースが不十分であり、とりわけ、評価した研究の大部分に NOEL(無影響量)が無いことが判明し、また関連する毒性学的なエンドポイントの長期的研究が無い。これらの不足は、食品に存在する、溶解性が低いアルミニウム種の想定される低い生物学的利用能と相殺される。総合的に、3 という追加の不確実係数は適切と考えられた。本委員会は、生物濃縮の可能性があるため、得られた健康に基づくガイドライン値は PTWI で表すべきだと確認した。本委員会は、アルミニウム(AI)に対して PTWI 1 mg/kg 体重を設定し、添加物を含む食品中の全てのアルミニウム化合物にこれを適用する。

JECFAのPTWIから導出された、健康に基づく値は、PTWIの20%を飲料水に割り当て、60 kg の成人が一日2リットルの水を飲むと仮定し、0.9 mg/L(丸めた値)である。しかし、投与されたアルミニウム塩、pH(アルミニウムの形態および溶解性)、生物学的利用能および食事因子等の数多くのパラメータに影響される、飲料水からのアルミニウム吸収の程度に関する不確実性は依然として残る。

浄水処理に凝集剤としてアルミニウムを使用することの有益性は認識されている。このことを考慮に入れ、かつアルミニウムについての健康上の懸念(すなわち神経毒性の可能性)を考へて、浄水場でのアルミニウム系凝集剤を用いた凝集プロセスの最適化に基づき、浄水中のアルミニウム濃度を最小限にするための実際的な濃度が導出されている。

浄水中の残留アルミニウム濃度を最小限にするには、いくつかのアプローチが利用できる。す

なわち、凝集pHの最適化、アルミニウムの過剰注入の回避、凝集剤注入点での十分な攪拌、フロック形成における最適パドル速度の確保およびアルミニウムフロックの効率的なる過などである。大規模浄水施設では、良好な運転条件のもとでは、アルミニウム濃度0.1 mg/L以下が達成可能である。小規模施設（例えば、給水人口10,000人未満のところなど）では、このレベルを達成するに当たっていくつかの困難に直面するかもしれない。小規模施設では、運転中の変動に対する緩衝機能に乏しく、しかも、資材や、運転上の特殊な問題の解決に必要な専門知識が限られていることが多いためである。こうした小規模施設では、浄水中のアルミニウムの実行可能なレベルは0.2mg/L以下である。

上記のように、JECFAのPTWIから導出された健康に基づく値は、PTWIの20%を飲料水に割り当て、60 kgの成人が一日2リットルの水を飲むと仮定し、0.9 mg/L（丸めた値）である。しかし、これも上記で示したように、アルミニウムベースの凝集剤を使用する飲料水施設の凝集プロセスの最適化に基づく現実的なレベルは、大規模浄水処理施設においては0.1 mg/L未満、小規模施設においては0.2 mg/L未満である。微生物汚染を防ぐために凝集を最適化する重要性和配水システム中のアルミニウムフロックの沈着を最小にする必要性を考慮し、平均残留濃度がこれらの値を超えないように確保することが重要である。

アンモニア

アンモニアには、非イオン性の化学種(NH₃)とイオン化した化学種(NH₄⁺)が含まれる。環境中のアンモニアは、代謝、農業および工業プロセスや、クロラミンによる消毒に由来する。地下水および地表水中の自然濃度は通常0.2 mg/L以下である。嫌気的な地下水中では最大で3mg/Lに達することがある。家畜を大量飼育している場合は、地表水中の濃度が大幅に高くなることもある。管のセメントモルタルライニングからアンモニア汚染が生じることもある。水中のアンモニアは、細菌、下水および動物の排泄物による汚染の可能性を示す指標である。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生する。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Ammonia in drinking-water</i>

アンモニアは哺乳類の代謝の主成分である。環境中の発生源による曝露量は、アンモニアの内因性合成に比べると大した量ではない。毒性影響は、曝露量が約200 mg/kg体重を超えて初めて認められる。

飲料水中のアンモニアが直接健康に影響を及ぼすわけではないので、健康に基づくガイドライン値は提示されていない。しかし、アンモニアは消毒効果を低減させ、配水システム内で亜硝酸イオンを形成させ、マンガン除去のためのろ過機能に障害をきたさせ、異臭味問題の原因となる

(第10章参照)。

アンチモン

単体のアンチモンは、銅、鉛、スズと結合して非常に硬い合金を形成する。アンチモン化合物は、種々の治療上の用途に使われる。アンチモンははんだにおいて、鉛の代用品として使われているが、これが飲料水中の濃度に大きく寄与している証拠はほとんどない。環境中の発生源、食品および飲料水による総曝露量は、職業曝露量に比べて非常に少ない。

ガイドライン値	0.02 mg/L (20 µg/L)
検出状況	地下水中の濃度は0.001 µg/L未満。地表水中の濃度は0.2 µg/L未満。飲料水中の濃度は5 µg/L未満のようである。
耐容一日摂取量(TDI)	6 µg/kg体重/日—ラットに酒石酸アンチモニルカリウムを90日間飲水投与した試験において、体重増加抑制、飲食量の減少につき得られたNOAEL 6.0 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、実験が短期間であることにつき10)を適用。
検出下限値	0.01 µg/L—電気加熱原子吸光分析法(AAS); 0.1~1 µg/L—誘導結合プラズマ質量分析法(ICP-MS); 0.8 µg/L—黒鉛炉AAS; 5 µg/L—水素化物発生AAS
処理性	従来の処理プロセスではアンチモンは除去できない。しかし、アンチモンは通常は原水汚染物質ではない。飲料水中のアンチモンの最も代表的な汚染源は、金属製の給水装置からの溶解であると考えられるため、アンチモンの制御は製品管理を通じて行う。
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	2003
主要関連文書	WHO (2003) <i>Antimony in drinking-water</i>

前回の評価以来、利用可能な毒性データは大幅に増えたが、その大部分は腹腔内経路の曝露に関するものである。飲料水中のアンチモンの形態は毒性の主要決定要因であり、アンチモン含有物質から浸出するアンチモンの形態は、弱毒のアンチモン(V) オキソアニオンであると思われる。三酸化アンチモンの亜慢性毒性は、最も水に溶解しやすい形態の酒石酸アンチモニルカリウムより低い。三酸化アンチモンは、生物学的利用可能性が低いことから、一部の*in vitro*試験において遺伝毒性を発現するのみで*in vivo*では発現しないのに対して、水溶性アンチモン(III)塩は、*in vitro*でも*in vivo*でも遺伝毒性を発現する。水溶性あるいは不溶性のアンチモン化合物の発がん性能を定量化する基礎となる動物実験は見当たらない。IARCは、三酸化アンチモンについては、ラットの吸入実験に基づき、ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質(グループ2B)としたが、三硫化アンチモンについては、ヒトに対して発がん性による分類ができない物質(グループ3)とした。しかし、吸入曝露により吸収されたアンチモンは、肺には発がん性を示すがそれ以外の器官には示さないし、不溶性粒子の過負荷による長期吸入の結果、肺の損傷の直接の原因となることが知られており、酒石酸アンチモニルカリウムの長期経口摂取と発がんリスク増大との間に

関連はないかもしれない。吸入されたある種のアンチモン化合物が発がん性を有しているとの証拠が若干あるが、経口経路による発がん性を示すデータはない。

ヒ素¹⁰

ヒ素は地殻中で、酸化状態-3, 0, +3, および +5、で、しばしば硫化物または金属亜ヒ酸または金属ヒ酸として広く見つかる。水中では、それは多くの場合ヒ酸/ヒ酸塩(+5)として存在するが、嫌気性条件下では、亜ヒ酸/亜ヒ酸塩(+3)として存在することが多い。通常それは、濃度1~2 µg/L未満で自然水中に存在する。しかし、水中、特に、火山岩に由来する硫化鉱床や硫化沈殿物がある地下水中には、濃度が著しく高くなる可能性がある。

ヒ素は、食品、特に魚介類などに見つかり、そこでは、主にそれほど有毒ではない有機形態で見つかる。食品中の無機ヒ素の割合のデータは限られているが、これらのデータによると、食品の種類に依存するが、無機形態で約25%存在することが示されている。職業上の曝露を除き、最も重要な曝露の経路は、食品や、飲料水を混合して作る飲料を含む、飲料水である。飲料水中のヒ素の濃度が10 µg/L以上になると、それが支配的な摂取源となる。スープや同様の料理が食事の主食の一部である場合は、食品の調理を介した飲料水の寄与はさらに高くなる。

暫定ガイドライン値	0.01 mg/L(10 µg/L) 処理性および分析の達成可能性に基づき、ガイドライン値は暫定値とする。
検出状況	自然水中の濃度は通常1~2 µg/Lであるが、自然の汚染源が存在する地域では濃度が高くなることもある(最高12 mg/L)。
ガイドライン値導出の根拠	低濃度の場合の実際のリスクについては、依然として考慮すべき不確実性が残されており、作用機序に関する利用可能なデータは、線形または非線形外挿を適用するための生物学的基礎となり得ない。1~10 µg/Lの範囲における実際の定量下限値と共に、飲料水からヒ素を除去するときの現実的な困難さを考慮し、10 µg/Lのガイドライン値が維持され、暫定値として示された。
検出下限値	0.1 µg/L-ICP-MS; 2 µg/L-水素化物発生AASまたはフレイムAAS
処理性	いくつかある従来の処理方法のどれを用いても、ヒ素濃度5 µg/L以下を達成することは技術的に可能である。しかし、それには注意深いプロセスの最適化や制御が必要であって、従来の処理(例えば凝集など)による場合には、10 µg/Lまで達成可能と考える方が妥当であろう。
評価実施日	11
主要関連文書	FAO/WHO (2011) <i>Evaluation of certain contaminants in food</i> IARC (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> IO (2011) <i>Arsenic in drinking-water</i>

五価および三価の水溶性ヒ素化合物は、共に急速に広範囲にわたり消化管から吸収される。代謝は、1) 五価から三価ヒ素への還元、および2) 三価ヒ素の酸化的メチル化によるモノメチル化、ジメチル化、トリメチル化により、特徴づけられる。無機ヒ素のメチル化反応は、最終生成物である

¹⁰ ヒ素は自然水に含まれることのある、健康上最も問題になる化学物質の一つなので、その化学物質ファクトシートは拡張されている。

モノメチルアルソン酸やジメチルアルシン酸が尿にて容易に排泄されるので、体からの無機ヒ素の排泄を促進する。メチル化反応については、大きな定性的・定量的な種間差があるが、ヒトおよび一般的な実験動物のほとんどでは、無機ヒ素は広くメチル化し、代謝物質は主に尿により排泄される。ヒトにおけるヒ素のメチル化反応には、おそらくメチル基転移酵素の活性の大きな相違、および多態性の可能性のため、個体間の大きな相違がある。摂取した有機ヒ素化合物は、無機ヒ素に比べ、代謝の範囲がはるかに狭く、またより速く尿により除去される。

ヒ素がヒトにとって必須であるとは証明されていない。ヒトに対する、ヒ素化合物の急性毒性は、主に体から除去する速さにより決まる。アルシンは最も毒性の高い形態と考えられており、亜ヒ酸塩、ヒ酸、有機ヒ素化合物がそれに続く。非常に高い濃度(21.0 mg/L)のヒ素を含む井戸水による急性ヒ素中毒が報告されている。

色素過剰症および低色素症、末梢神経疾患、皮膚がん、膀胱がんおよび肺がん、ならびに末梢血管疾患などの皮膚の病変を含む、慢性ヒ素中毒症の兆候は、ヒ素に汚染された飲料水を摂取している集団にみられるものである。皮膚の病変は最もよくみられる症状であり、最短で約5年の曝露期間ののち発症する。平均7年間ヒ素に汚染された水(平均濃度 0.6 mg/L)を消費する小児において、心臓血管系に対する影響がみられた。

数多くの疫学研究において、飲料水によるヒ素の摂取に伴うがんのリスクが調べられた。多くは生態学的研究であり、多くは方法論の欠陥、特に曝露の測定、に悩まされている。しかし、飲料水を介しての高濃度のヒ素の摂取と、いくつかの部位におけるがん発生との間に因果関係があることについては、疫学研究による十分すぎるほどの証拠がある。にもかかわらず、発がんの機構についても、低摂取量での用量－反応曲線の形についても、依然として不確実性や論争が少なからずある。国際化学物質安全性計画(IPCS)では、飲料水中のヒ素による長期にわたる曝露は、過角化症や色素沈着などその他の皮膚の変化と共に、皮膚、肺、膀胱、および腎臓のがんのリスク増加との因果関係があると結論付けた。これらの影響は、異なる研究方法を用いた多くの研究で示されてきた。曝露－反応関係、および高いリスクが、これらの各エンドポイントで認められている。これらの影響は、台湾、中国で最も徹底的に研究されているが、他の国の集団における研究からも重要な証拠がある。肺および膀胱のがんやヒ素に伴う皮膚の病変のリスク増加が、1リットル当たり50 µg未満のヒ素濃度の飲料水の摂取に関係していると報告されている。適切な介入を策定し、実際的な介入政策を策定する支援のためには、皮膚病変の用量－時間応答を決定するためのさらに分析疫学研究が必要である。

IARCは、無機ヒ素化合物を、ヒトへの発がん性の十分な証拠と動物への発がん性の限られた証拠に基づき、グループ1(ヒトに対して発がん性のある物質)に分類している。内臓がんや皮膚がんと飲料水中のヒ素の消費の関係についての膨大なデータベースが存在するが、低濃度における実際的なリスクについては多くの不確実性が残っている。その改訂版の評価において、米国学術研究会議は「ヒ素に関する利用可能な作用機序データは線形または非線形外挿のいずれの

使用にも生物学上の根拠を提供していない。」と結論付けた。線形外挿を使用した、飲料水中10 µg/Lの濃度のヒ素に対する曝露に対する、アメリカ合衆国(USA)の集団における膀胱がんと肺がんの最大可能性の推定は、それぞれ、女性では10,000人当たり、12人と18人、男性では10,000人当たり23人と14人であった。これらの推定リスクにより示された実際の値は、現在の疫学的方法で検出するのは非常に難しいであろう。また、食品中のヒ素の寄与に関する不確実性—食品からの無機ヒ素の摂取が多いほど、水に対するリスク推定値が低くなる—や、ヒ素の代謝や栄養状態の変動などの要素の影響がある。50 µg/Lを超えるくらいのヒ素濃度の分野における研究の中には、住民の中でヒ素に関係する悪影響が検出されなかった。様々なヒ素の摂取に伴うがんのリスクの推定は過大評価ではないかという可能性がいまだにある。それ以下では影響がみられないという飲料水中のヒ素の濃度はこれから決めなければならず、最も感度の高い毒性のエンドポイントであることが明らかな、がんを起こす機構の同定が緊急の課題である。

ヒ素の現実的な実際の定量下限値は1~10 µg/Lの範囲であり、多くの場合、10 µg/L未満の濃度までヒ素を除去することは困難である。特に小規模供給の、飲料水からヒ素を除去する際の現実的な困難さ、およびヒ素の現実的な定量下限値を考慮して、10 µg/Lのガイドライン値が目標値として維持され、暫定値として示されている。

10 µg/Lという暫定ガイドライン値は、従来は飲料水の20%の割り当てという前提で15 µg/kg体重というJECFAのPTWIにより支持されていた。しかし、JECFAはヒ素を再評価し、既存のPTWIは、疫学研究により算出された0.5%の応答に関する、ベンチマーク用量における下側信頼限界(BMDL_{0.5})に非常に近く、ゆえに、もはや適切でない結論付けた。したがって、当該PTWIは撤回された。にもかかわらず、多くの国では、その暫定ガイドライン値が達成可能でないかもしれないとして、濃度を妥当な限り低くすべくあらゆる努力をすべきであるという但し書き付きで、それが処理性能および分析による達成度の基本として維持されている。

現実的配慮

ヒ素の測定のためにジエチルジチオカルバミン酸銀分光光度法(ISO 6595:1982)が利用可能である。検出下限値は約1 µg/Lである。黒鉛炉AAS、水素化物発生AAS、およびICP-MSはさらに感度が高い。ICP-MSと組み合わせたHPLCもまた様々なヒ素の種類を測定するために使われる。

可能性のある処理方法のいずれかを使い、5 µg/L以下のヒ素濃度を達成することは技術的には可能である。しかし、このためにはプロセスの最適化と制御を注意深く行う必要があり、より合理的な想定は、従来の処理(例えば、凝集など)により10 µg/Lを達成できるというものである。地域の、管路に依らない水供給に対しては、微生物学的に安全な低ヒ素水源による置き換え、またはその希釈がしばしば最初の選択肢として使われる。代替水源を飲用や調理に使い、当該汚染水源を洗い物や洗濯に使うこともまた適切かもしれない。比較的少ない費用で小規模供給からヒ素

を除去できる、一般的に凝集や沈殿もしくは吸着などを基にした、効果的な小規模処理技術も増えつつある。

アスベスト

アスベストは、アスベストを含む鉱物や鉱石が水に溶けることによって、あるいは、工場排水、大気汚染および配水システムのアスベストセメント管からの混入によって水中にもたらされる。アスベストセメント管からのアスベスト繊維の剥離は、水の腐食性と関連がある。データが限られているが、シャワーや加湿器を使用する際の給水栓水中から空中に飛散するアスベストへの曝露量は、無視できることが示されている。

ガイドライン値が設定されない	アスベストの摂取が健康に対して有害であるという一貫性のある証拠がない。
理由	
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Asbestos in drinking-water</i>

アスベストは、吸入経路によるヒトへの発がん物質であることがわかっている。しかし、高濃度のアスベストを含む飲料水の供給を受けている集団を対象に、入念な疫学調査が行われてきたにもかかわらず、経口摂取されたアスベストが発がん性を有するという有力な証拠はほとんどない。また、実験動物による広範な研究においても、アスベストが一貫して消化管腫瘍の発生を増加させているということはない。したがって、摂取されたアスベストが健康に有害であるという一貫した証拠がないため、飲料水中のアスベストに関して健康に基づくガイドライン値を設定する必要はないと結論づけられた。アスベスト粉塵のリスクは吸入のリスクであるため、アスベストセメント管の主要な問題は、管の周囲で働く(例えば、管の切断など)人々に対するものである。

アトラジンとその代謝物

アトラジンはクロロトリアジン系の選択性のある浸透性除草剤であり、一年生の広葉雑草およびイネ科雑草の制御に使われる。アトラジンとそのクロロ-*s*-トリアジン代謝物—ジエチル-アトラジン、ジイソプロピル-アトラジン、およびジアミノクロロトリアジン (diaminochlorotriazine)—は、発芽前および発芽後早期用除草剤として使われた結果、地表水や地下水で見つかった。代謝生成物ヒドロキシアトラジンは地表水に比べ、地下水中でより一般的に検出される。

ガイドライン値	アトラジンとそのクロロ- <i>s</i> -トリアジン代謝物: 0.1 mg/L (100 μg/L) ヒドロキシアトラジン: 0.2 mg/L (200 μg/L)
検出状況	濃度は稀にしか2 μg/Lを超えず、通常は0.1 μg/Lより十分に低い。
アトラジンとそのクロロ- <i>s</i> -トリアジン代謝物のグループADI	0~0.02 mg/kg体重: ラットを使った6か月の研究で3.6 mg/kg体重/日で観測された、黄体ホルモンサージの抑制およびそれによる発情周期の乱れに基づき同定された、アトラジンの1.8 mg/kg体重/日というNOAELに基づく。安全係数100を使用した。

ヒドロキシアトラジンのADI	0～0.04 mg/kg体重:ラットを使った24か月の研究で7.8 mg/kg体重/日で観測された、腎毒性に基づき同定された、1.0 mg/kg体重/日というNOAELに基づく。動態考察に基づく安全係数25を使用した。
検出下限値	アトラジン:1 ng/L、固相抽出同位体希釈MS:10 ng/L、固相抽出GC-MS:50 ng/L、固相抽出液体クロマトグラフ法(LC)-MS:100 ng/L、窒素-リン検出器付きGC 代謝物:5 ng/L、ステレン-ジビニルベンゼン吸着とアセトン溶出後の、窒素熱電子特異的検出器つきキャピラリーGCおよびフォトダイオードアレイ吸光検出HPLC
処理性	0.1 μg/L-GACまたは粉末活性炭(PAC)により達成可能。バンクフィルトレーションやナノろ過もまた効果的
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て ADIの上限の20% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	<p>JMPRIはアトラジンに対するNOAELは、長期にわたるアトラジンとそのクロロ-s-トリアジン代謝物により生ずる神経内分泌やその他の悪影響の結果に対して防護的であると考えていた。</p> <p>JMPRIは飲料水に対するアトラジンの発生源の割当を評価することができなかった。デフォルト値である20%が選ばれたが、それはほとんどの国で非常に保守的なものであり、また集団への曝露は主に飲料水を経由するものと思われる。</p>
評価実施日	2011
主要関連文書	FAO/WHO (2009) <i>Pesticide residues in food—2007 evaluations</i> WHO (2011) <i>Atrazine and its metabolites in drinking-water</i>

JMPRIはアトラジンが遺伝毒性を有することはなさそうだという点に同意しており、特定の感受性の高いラットの血統における発がん性のモードはヒトのリスク評価とは関係がないので、アトラジンはヒトに対する発がんのリスクは有しそうにないと結論付けた。疫学上の研究による証拠の重みはアトラジンへの曝露とヒトにおけるがんの発症の因果関係を支持しなかった。

生殖毒性の特別な研究において、妊娠初期(つまり、黄体形成ホルモン依存期)のラットの曝露は、全同腹児吸収などの着床前胚損失率や着床後胚損失率を増加させた。1.8 mg/kg体重/日のNOAELで、3.65 mg/kg体重/日を超える場合に、黄体形成ホルモンサーサージの減衰と、その結果発情周期(発情期の日数の増加により特徴付けられる)の乱れが認められた。黄体ホルモンサーサージと発情周期の乱れに対する影響は、数多くの短期間の機構的研究により、さらに支持を集めた。追加の実験により、アトラジンの黄体ホルモンおよびプロラクチン分泌への影響は視床下部の作用部位を経由してもたらされるということが示唆された。JMPRIは、アトラジンは催奇形性ではないとの結論に達した。

生体内外の様々な試験系を使った研究により、免疫システムの変調がアトラジンへの曝露後に発生することが示された。しかし、免疫システムの機能低下を思わせる影響は、発情周期の乱れや発育への影響につながる、神経内分泌機能に影響を与える用量より多い場合に限りみられ

た。

クロロ-s-トリアジン代謝物の毒性プロファイルや作用機序はアトラジンに似ており、これら代謝物の内分泌かく乱特性の強さは原体のそれと類似しているようである。

代謝物ヒドロキシアトラジンは、アトラジンとそのクロロ-s-トリアジン代謝物と同じ毒性特性の作用機序は有しない。ヒドロキシアトラジンの主な影響は腎毒性(水中での溶解性の低さの結果生じる結晶化と、それによる炎症反応による)であり、ヒドロキシアトラジンが、内分泌かく乱特性を持つ証拠は無かった。発がん性を示す証拠は無く、ヒドロキシアトラジンは生体内外試験の十分な範囲で遺伝毒性を示さなかった。

バリウム

バリウムは、火成岩や堆積岩中にいずれも微量元素として存在している。バリウム化合物は広範な工業用途に利用されているが、水中のバリウムは主に自然の汚染源に由来するものである。職業的曝露を除けば、主な摂取源は食品である。しかし、水中のバリウム濃度が高いところでは、総摂取量のかなりの割合を飲料水が占めることがある。

ガイドライン値	0.7 mg/L (700 µg/L)
検出状況	地下水由来の飲料水では1 mg/L以上の濃度が測定された例があるが、飲料水中の濃度は、通常100 µg/L以下である。
ヒトのNOAEL	7.3 mg/L—現在までに実施されたうちで最も感度の高い疫学調査による。この調査では、濃度がそれぞれ平均7.3 mg/Lと0.1 mg/Lのバリウムを含む飲料水を用いている2つの集団の間で、血圧と心臓血管症の発生に関して有意差が認められなかった。
ガイドライン値の導出の根拠	ヒトのNOAELに対して種内差につき不確実係数10を適用。
検出下限値	0.1 µg/L—ICP/MS; 2 µg/L—AAS; 3 µg/L—ICP光学発光分光法
処理性	0.1 mg/L—イオン交換または軟化処理により達成可能。他の従来型プロセスでは効果がない。
付記	研究対象集団は比較的小さく、研究の成果は限られているが、バリウムのガイドライン値は悪影響が観察されていない疫学研究に基づく。したがって、その研究対象集団の飲料水中におけるバリウムレベルに不確実係数10が適用された。しかし、影響がわかるレベルはこの濃度よりはるかに高いかもしれないので、バリウムのガイドライン値は非常に保守的で、安全マージンはおそらく高いであろう。
評価実施日	2003
主要関連文書	IPCS (2001) <i>Barium and barium compounds</i> WHO (2003) <i>Barium in drinking-water</i>

バリウムが発がん性または変異原性を有しているという証拠はない。バリウムは実験動物に腎障害を発生させることが証明されているが、ヒトについて最も懸念される毒性学上のエンドポイントは、高血圧症を引き起こす可能性であると思われる。

ベンタゾン

ベンタゾン (CAS No. 25057-89-0) は適用範囲の広い除草剤で、様々な作物に使われている。ベンタゾンは土壌および水中で光分解されるが、土壌中での移動性が非常に高く、環境中では中程度の残留性を有している。ベンタゾンは、数mg/L以下の濃度で、地表水、地下水および飲料水において検出されることが報告されている。ベンタゾンは、地下水で検出され、また、水に高い親和性を有しているが、環境中に蓄積されることはない。食品からの曝露量が大きいとは考えられない。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生する。
評価実施日	2003
主要関連文書	FAO/WHO (1999) <i>Pesticide residues in food—1998 evaluations</i> WHO (2003) <i>Bentazone in drinking-water</i>

ラットとマウスによる長期試験では発がんの可能性は認められず、また、各種の*in vitro*および*in vivo*試験においても遺伝毒性を有していないという結果が出ている。JMPRが、ラットによる2年間の給餌試験で観察された血液学的影響をもとに設定したADI 0~0.1 mg/kg体重/日に基づいて、健康に基づく値300 mg/Lが算出される。しかし、ベンタゾンは健康への影響が懸念される濃度よりもかなり低い濃度で水中に存在することから、健康に基づくガイドライン値を導出する必要はないと考えられる。

ベンゼン

ベンゼンは主に他の有機化学物質の製造に用いられる。ベンゼンはガソリンに含まれているため、環境中のベンゼンの主な発生源は車の排ガスである。ベンゼンは工場排水や大気汚染によって水中に混入することがある。

ガイドライン値	0.01 mg/L (10 μg/L)
検出状況	発生した場合、飲料水中の濃度は通常5 μg/Lよりはるかに低い。
ガイドライン値導出の根拠	ラットとマウスによる2年間の胃管栄養試験において観察された、雌マウスの白血病とリンパ腫および雄ラットの口腔扁平細胞がん、ロバスト線形外挿モデル(線形多段階モデルを適用するには統計学的に不適合なデータが一部あるため)を適用した。
検出下限値	0.2 μg/L—光イオン化検出器付GCおよびMSによる同定
処理性	0.01 mg/L—GACまたはエアストリッピングにより達成可能
付記	過剰生涯発がんリスク 10^{-5} の上限に相当する飲料水中濃度の推定範囲(10~80 mg/L)の下限値は、前のガイドライン値の根拠として用いられた、吸入曝露に関する疫学調査での白血病のデータから導出された推定値と一致する。そのため、前のガイドライン値を維持する。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Benzene in drinking-water</i>

高濃度ベンゼンへのヒトの急性曝露は、主に中枢神経系に影響を及ぼす。一方、低濃度のベンゼンは造血機能に毒性を示し、白血病を含む一連の血液変化の原因となる。ベンゼンはヒトに対して発がん性のある物質であることから、IARCはグループ1に分類している。ヒトに観察されるものと類似の血液学的異常が、ベンゼンによる曝露を受けた実験動物にも観察されている。動物実験においては、ベンゼンが吸入によっても摂取によっても発がん性を示すことが証明されている。ラットとマウスに、コーン油に混ぜたベンゼンを強制経口投与した2年間の発がん実験において、ベンゼンは数種の腫瘍を誘発させた。細菌試験ではベンゼンの変異原性は証明されていないが、ヒトを含む多種の*in vivo*試験において染色体異常の原因となること、マウス小核試験では陽性を示すことが証明されている。

ベリリウム

水中のベリリウム化合物の主な発生源は石炭の燃焼やベリリウムを使用するその他の産業からの排出による。地表水中のベリリウムの他の発生源は、大気中のベリリウムの降下やベリリウムを含む岩や土壌の風化などがある。通常のパHの範囲におけるベリリウム酸化物や水酸化物の非溶解性のために、ベリリウムは検出可能なレベルを超えて自然水中で見つかることはあまりない。

ガイドライン値が設定されない 飲料水中では、健康に対する問題となる濃度ではほとんど見つからない。

理由

評価実施日 2009

主要関連文書 IPCS (2001) *Beryllium and beryllium compounds*

WHO (2009) *Beryllium in drinking-water*

たとえあるとしても、懸念される濃度でベリリウムが飲料水中に見つかることは稀なので、公式ガイドライン値を設定することが必要とはみなされない。

12 µg/Lというベリリウムに対する飲料水中の健康に基づく値は、小腸に病変を示したイヌの長期にわたる研究から導出された、2 µg/kg 体重のTDIの20%を飲料水に割り当て、また60 kgの成人が一日当たり2Lの水を飲むという仮定に基づいて計算することができる。限られた食品のデータはこの発生源からの曝露はTDIより十分低そうだということを示しているので、この割当はおそらく保守的であろう。

ベリリウムは飲料水水源や飲料水中では低濃度で見つかるが、発生に関するデータベースは限定されており、pHが5未満または8を超える場合、または高濁度の場合は、自然発生源のために濃度が上昇する特定の状況があるかもしれない。

ホウ素

ホウ素化合物は、ガラス、石けん、洗剤などの製造に、そしてまた、燃焼抑制剤として用いられている。自然に発生するホウ素は、主にホウ酸塩やホウケイ酸塩を含む岩や土壌から溶出し地下

水に存在するものである。地表水中のホウ酸塩含有は、排水の放流の結果増加する可能性があるが、ホウ素化合物の使用は著しく減少しており、排水放流中のホウ素のレベルは下がり続けている。

ガイドライン値	2.4 mg/L (2400 µg/L)
検出状況	濃度は周辺の地質と排水の放流状況によって大きく異なる。世界の大半の地域では、飲料水中のホウ素濃度は0.5 mg/L未満であると判断される。
TDI	0.17 mg/kg体重/日－発生毒性(ラットの胎児の体重増加抑制)のBMDL ₀₅ 10.3 mg/kg体重/日に、不確実係数60(種間差につき10、種内差につき6)を適用。
検出下限値	0.15 µg/L－ICP-MS; 6~10 µg/L－ICP-原子発光分光分析法(AES)
処理性	従来の浄水処理方法(凝集、沈澱、ろ過)では大して除去できないので、ホウ素濃度が高い水からホウ素を除去するには、特殊な方法の使用が必要である。イオン交換および逆浸透プロセスを用いれば、かなりの除去が可能と見られるが、費用が極端に高くつくおそれがある。水のホウ素濃度が高い場合、その濃度を低減させるための唯一の経済的な方法は、低ホウ素濃度の水と混合することであろう。
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの40%(他の発生源からの摂取が低いため) ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
	淡水化による供給や自然のホウ素のレベルが高い地域では2.4 mg/Lのガイドライン値を達成することが困難なため、地域の規制当局や衛生官署は、他の発生源からの曝露を評価し2.4 mg/Lを超過する値を検討すべきである。
評価実施日	2009
主要関連文書	WHO (2009) <i>Boron in drinking-water</i>

実験動物へのホウ酸またはホウ砂の短期および長期経口曝露実験によれば、標的器官となるのは常に雄の生殖器である。ホウ酸またはホウ砂を食餌または飲料水に混ぜて投与したラット、マウスおよびイヌに、精巣損傷が観察されている。ラット、マウスおよびウサギを用いた実験では、発生毒性が認められている。多くの変異原性試験で陰性の結果が出ていることは、ホウ酸およびホウ砂が遺伝毒性を有しないことを示している。マウスおよびラットを用いた長期試験では、ホウ酸またはホウ砂による腫瘍発生の増加は認められなかった。

臭素酸イオン

臭素酸ナトリウムと臭素酸カリウムは強力な酸化剤で、主に毛髪パーマ中和溶剤やイオウ染料を用いた布地の染色に用いられる。臭素酸カリウムはそのほか、小麦粉の製粉工程における熟成酸化剤として、ビール製造の際の大麦処理用に、さらに、魚のペースト製品にも用いられてきたが、JECFAは食品加工において臭素酸カリウムを使用するのは妥当でないと結論付けている。臭素酸イオンは、通常水中には存在しないが、産業を発生源とする汚染の結果発生する可能性があり、また、汚染された土壤にそれが存在する結果として発生することもある。しかし、その飲料水中における主な発生源は、水中に臭化物イオンが存在している場合にオゾン処理による生成である。

臭化物を含む塩を電気分解することにより生成される次亜塩素酸塩溶液中で、臭素酸イオンが生成されることがある。

暫定ガイドライン値	0.01 mg/L(10 μg/L) 利用可能な分析法や処理法が限られていることから、ガイドライン値を暫定とする。
検出状況	原水特性が様々なオゾン処理後の飲料水中の濃度は、臭化物イオン濃度、オゾン注入率、pH、アルカリ度および溶解性有機炭素によって左右され、その範囲は2~293 μg/L未満である。また、高濃度の臭化物で汚染された塩水から塩素と次亜塩素酸塩を電気生成するときにも形成される。
ガイドライン値導出の根拠	低用量線形外挿法(雄ラットに臭素酸カリウムを飲水投与し、12、26、52および77週の間隔で観察された中皮腫、腎細管腫瘍および甲状腺小胞腫瘍の発生率に、one-stage Weibull time-to-tumourモデルを適用)で推定した臭素酸塩の発がんリスクの上限推定値は、0.19 mg/kg体重/日である。健康に基づく値2 μg/Lは、過剰生涯発がんリスク 10^{-5} の上限に相当する。上記以外のいくつかの外挿法によっても、2~6 μg/Lの範囲のこれと同じような結果が得られる。
検出下限値	0.2 μg/L-UV/可視吸光度検出器付イオンクロマトグラフ法; 0.3 μg/L-ICP-MS検出付イオンクロマトグラフ法; 1.5 μg/L-サブレッサーと電気伝導度検出器付イオンクロマトグラフ法
処理性	臭素酸イオンは、一旦形成されると除去が困難である。消毒条件を適切に制御することによって、臭素酸イオン濃度0.01 mg/L以下の達成が可能である。
評価実施日	2003
主要関連文書	WHO (2003) <i>Bromate in drinking-water</i>

IARCでは、臭素酸イオンの発がん性の根拠は、ヒトでは不十分であるが実験動物における高用量の研究で十分であるとした。IARCは臭素酸イオンをグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。臭素酸イオンは、*in vitro*と*in vivo*の両方で変異原性を示す。現時点では、臭素酸イオンの発がん作用機構について結論付けるための十分な証拠がない。臭素酸イオンについての比較的早い時期における腫瘍の観察と、各種の遺伝毒性試験で見られる陽性反応とからすると、低投与量における主な作用機構はデオキシリボ核酸(DNA)の酸化的損傷に起因するものようである。腎臓腫瘍におけるDNAとの反応性が非線形用量-反応関係を有することをうかがわせる証拠があるが、中皮腫または甲状腺腫瘍の発生の際にも、これと同じ用量-反応の関係が作用するという証拠はない。酸化ストレスが、腎臓腫瘍の形成に関与している可能性はあるが、脂質の過酸化やフリーラジカルの生成が、腎臓腫瘍の主な誘発原因であると断言し得る証拠はない。しかし、新しい証拠が、消化管、血液、および肝臓における急速な臭素酸イオンの分解を指摘しており、それは低用量における非線形な用量-反応関係を支持している。

臭化物イオン

臭化物は、類似の物理的・化学的性質をもつので、塩化ナトリウムと一緒に自然の中で一般的に見つかるが量は少ない。海水中の臭化物イオンの濃度は65 mg/Lから80 mg/Lを十分超える範囲であり、淡水中では約0.5 mg/L、淡水化处理水中ではせいぜい1 mg/Lと微量である。

ガイドライン値が設定されない	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生する。
理由	
評価実施日	2009
主要関連文書	WHO (2009) <i>Bromide in drinking-water</i>

JMPRが1966年に無機臭化物を評価し、臭化物イオン 600 mgに相当する約900 mgの臭化カリウムの、ヒトにおける薬理学的有効用量の最小値に基づき、0～1 mg/kg体重というADIを推奨した。このJMPRのADIは1988年の新しいデータで再確認された。

ヒトの研究の結果により、4 mg/kg体重/日という保守的な無影響量(NOEL) (女性の脳波への正常限界内での僅かな影響に対し) が提案され、集団における多様性を加味した安全係数10を含む、0～0.4 mg/kg体重のADIが示された。

0～0.4 mg/kg体重のADIの上限値は、60 kgの人に対して 許容できる、24 mg/人の一日当たり総摂取量をもたらす。発生源の相対的寄与を50%と仮定すると、2L/日消費する60 kgの大人に対する飲料水の値は6 mg/Lにおよび、1 L/日消費する10 kgの小児に対しては、その値は2mg/Lにおよぶ。しかし、10 kgの小児に対する食事による臭化物の寄与は、成人に対するものよりおそらく小さいであろう。これらは、合理的な範囲で保守的な値であり、これらを飲料水中で発見することはないものと思われる。

臭化物イオンは、飲料水中で塩素と自然由来の有機物の間の反応に関わる可能性があり、トリハロメタン (THM) やハロ酢酸 (HAA) などの臭素化塩素－臭素混合物の副生成物を形成し、またはオゾンと反応し臭素酸イオンを形成する。これらの物質を形成する臭化物イオンの濃度は、先に推奨された健康に基づく値より十分低い。このガイダンスは、無機臭化物イオンに特に適応するものであり、それぞれ個別の健康に基づくガイドライン値が策定されている臭素酸イオンや有機ハロゲン物質に適用するものではない。

臭素化酢酸

臭素化酢酸は、臭化物イオンと有機物を含む水の消毒過程で生成される。臭化物イオンは、地表水および地下水中に自然に存在し、その濃度は季節によって変化する。臭化物イオン濃度は、渇水の結果起こる塩水の侵入または汚染によって増加することがある。臭素化酢酸は、通常、地表水および地下水を原水とする配水システムにおいて平均5µg/L以下の濃度で存在する。

ガイドライン値が設定されない	健康に基づくガイドライン値の導出を許容できるほど十分なデータが揃っていない。
理由	

評価実施日	2003
主要関連文書	IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> WHO (2003) <i>Brominated acetic acids in drinking-water</i>

ジブロモ酢酸のデータベースは、ガイドライン値を導出するには不十分であると考えられる。亜慢性以上の期間にわたる系統的な毒性研究は行われていない。また、データとしてふさわしいトキシコキネティクス研究、発がん性研究、第二の種の発生研究および多世代生殖毒性研究(1例あるが、現在、USEPAがその評価を実施中)も不足している。利用可能な変異原性データによれば、ジブロモ酢酸は遺伝毒性を有しているとされている。モノブロモ酢酸およびブロモクロロ酢酸の経口毒性に関しても限られたデータしかない。変異原性および遺伝毒性に関する限られたデータによれば、モノブロモ酢酸については陰性、陽性両方の結果が、ブロモクロロ酢酸については総じて陽性の結果が得られている。亜慢性または慢性の毒性研究、多世代生殖毒性研究、標準発生毒性研究および発がん性研究において、データにズレがある。利用可能なデータだけでは、これらの化学物質のガイドライン値を設定するには不十分であると考えられる。

カドミウム

金属カドミウムは製鉄業やプラスチックなどに用いられている。カドミウム化合物は電池に広く使われている。カドミウムは排水とともに環境中に放出され、また、肥料による汚染や地域的な大気汚染など、面源汚染の原因物質ともなる。亜鉛メッキ鋼管の亜鉛や、はんだおよびある種の金属継手中の不純物が原因で、飲料水が汚染されることもある。カドミウムの主な日常的曝露の汚染源は食品である。一日の経口摂取量は10～35 μgである。喫煙も重大なカドミウム曝露源の一つである。

ガイドライン値	0.003 mg/L (3 μg/L)
検出状況	飲料水中の濃度は通常1 μg/L以下である。
PTMI	25 μg/kg体重－50歳以上のヒトに対するβ ₂ ミクログロブリンの尿中排泄量とカドミウムの尿中排泄量の関係に基づく。
検出下限値	0.01 μg/L－ICP/MS; 2 μg/L－フレイムAAS
処理性	0.002 mg/L－凝集または軟化処理により達成可能
ガイドライン値の導出	水への割り当て 食品からの摂取量が多いため、暫定耐容一月摂取量 (PTMI)の10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	・ 新情報によれば、上記のPTMIによる曝露を受けた場合、一般住民の一部に尿管機能障害のリスクが増大するとされるが、現時点でのこのリスク推定値は正確さに欠ける。 ・ PTMIと一般住民の現実の一月当たりのカドミウム摂取量との差は小さく、喫煙者に関してはさらに小さい可能性がある。
評価実施日	2011
主要関連文書	FAO/WHO (2011) <i>Evaluation of certain food additives and contaminants</i> HO (2011) <i>Cadmium in drinking-water</i>

カドミウム化合物の吸収率はその溶解度によって異なる。カドミウムは主に腎臓に蓄積され、人体中では10～35年という長い生物学的半減期を有している。カドミウムが吸入によって発がん性を示すことについては証拠があり、IARCでは、カドミウムおよびカドミウム化合物をグループ2A(ヒトに対しておそらく発がん性がある物質)に分類している。しかし、経口による発がん性については証拠がなく、また、カドミウムが遺伝毒性を示すかどうかも明らかでない。なお、カドミウムの毒性の主な標的器官は腎臓である。

カドミウムの最新の評価において、JECFAは、50歳以上の人において生物指標化合物としてβ₂-ミクログロブリンの尿中排泄量をカドミウムの尿中排泄量と関連付けるデータが、尿中のカドミウムの限界濃度を決定する最も信頼性の高い根拠であることを見出した。カドミウムの尿中排泄量がクレアチニン1グラム当たり5.24μg未満ではβ₂-ミクログロブリン排泄量の増加とは関連が無く、カドミウムの尿中排泄量が5.24 μg/gクレアチニンなる場合の食品による曝露は、0.8 μg/kg体重/日、つまり約25 μg/kg体重/月と推定された。カドミウムの半減期は非常に長い為、従来の7 μg/kg体重というPTWIは撤回され、25 μg/kg体重というPTMIが設定された。

カルバリル

カルバリル(CAS No. 63-25-2)は、農作物、木、観賞植物の害虫を駆除するために使われる、幅広い用途を有するカルバメート系殺虫剤である。また、公衆衛生や獣医学診療においても使われてきた。散布時の飛沫の混入や水源への流出事故を除けば、カルバリルが飲料水中を汚染した報告はない。したがって、特別な状況でない限り、飲料水による曝露は低いと考えられている。一般集団に対するカルバリル摂取の主な経路は食品であるが、残留は比較的低いと考えられている。

ガイドライン値が設定されない 飲料水中では、健康に影響がある濃度より十分に低い濃度で存在する。

理由

評価実施日 2006

主要関連文書 FAO/WHO (2002) *Pesticide residues in food—2001 evaluations*
WHO (2008) *Carbaryl in drinking-water*

カルバリルは、脳コリンエステラーゼの抑制を介して作用し、これが毒性の主たる発現機構である。しかし、カルバリルは、マウスに対しては、雄において血管の腫瘍を引き起こす非遺伝毒性の発がん性物質であると考えられている。これに基づき、JMPRは0～0.008 mg/kg体重のADIを設定した。これは、15 mg/kg体重/日という最小毒性量(LOAEL)に、安全係数2000(種間差につき10、種内差につき10、そして、悪性腫瘍の発生に影響しないレベルを特定できないことを反映するために20)を適用したものであった。

50 μg/L(丸めた値)という健康に基づく値は、60 kgの成人が一日当たり2リットルの水を飲むと仮定し、飲料水からの割り当てをADIの最大20%として、0～0.008 mg/kg体重というJMPRのADI

から決定することができる。しかし、カルバリルが有意な濃度で飲料水中にて検出されているわけではなく、そのため公式なガイドライン値を提案する必要が無いものと考えられている。

カルボフラン

カルボフラン(CAS No. 1563-66-2)は、多くの農作物用の農薬として世界的に使用されている。処理作物中の残留濃度は、通常、非常に低いかあるいは検出不能である。カルボフランの物理化学的性質と数少ない検出データによれば、主な曝露経路として考えられるのは、地下水および地表水を水源とする飲料水である。

ガイドライン値	0.007 mg/L(7 μg/L)
検出状況	地表水、地下水および飲料水から、通常、数 μg/L以下の濃度で検出されている。最高濃度(30 μg/L)が測定されたのは地下水である。
ADI	0~0.002 mg/kg体重/日ー赤血球アセチルコリンエステラーゼの活性阻害が観察された13週間の試験に付随して実施した、イヌによる短期(4週間)試験で見られた急性(可逆的)影響についてのNOAEL 0.22 mg/kg体重/日に、不確実係数100を適用
検出下限値	0.1 μg/Lー窒素・リン検出器付GC;0.9 μg/Lー蛍光検出器付逆相HPLC
処理性	1 μg/LーGACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て ADIの最大10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	4週間の試験のNOAELが可逆的急性影響に基づくものであることから、同試験を用いるのが妥当であると考えられた。このNOAELを用いることにより、慢性的影響に対しても保護し得る。
評価実施日	1998
主要関連文書	FAO/WHO (1997) <i>Pesticide residues in food-1996 evaluations</i> WHO (2003) <i>Carbofuran in drinking-water</i>

カルボフランは、急性経口投与後激しい毒性を示す。短期および長期の毒性研究において見られるカルボフラン中毒の組織への主な影響は、コリンエステラーゼ阻害のようである。生殖毒性研究では催奇形成の証拠は認められていない。利用可能な研究結果による限り、カルボフランが発がん性または遺伝毒性を有しているとは考えられない。

四塩化炭素

四塩化炭素は、主にクロロフルオロカーボン冷却剤、消泡剤および溶剤の製造に用いられる。しかし、オゾン層破壊物質に関するモントリオール議定書(1987年)とその改正(1990および1992年)により、四塩化炭素の生産と消費の段階的廃止に向けたタイムテーブルが定められたため、製造と利用は減っており、今後も減り続けるであろう。四塩化炭素はほとんどが大気中に放出されるが、工場排水中にも放出される。地表水中の四塩化炭素は大気へ移動しやすいが、嫌気性の地下水の中では、何ヶ月もまたは何年も高濃度に維持されることがある。食品中の濃度に関する利用可能なデータは限られているが、食品および飲料水からの摂取量より大気中からのそれの方

がはるかに多いと考えられる。

ガイドライン値	0.004 mg/L(4 μg/L)
検出状況	飲料水中の濃度は通常5 μg/L以下である。
TDI	1.4 μg/kg体重/日—ラットによる12週間の経口投与試験で認められた肝毒性影響の結果に、一日当たり投与量につき調整し得られたNOAEL 1 mg/kg体重/日に、不確実係数500(種間差および種内差につき100、実験期間につき10、ボルス実験であることによる修正係数0.5)を適用。
検出下限値	0.1~0.3 μg/L—GC-ECDまたはGC-MS
処理性	0.001 mg/L—エアストリッピングにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	このガイドライン値は、線形外挿法によって算出した過剰生涯発がんリスク 10^{-4} 、 10^{-5} および 10^{-6} の上限に相当する値の範囲よりも低い。
評価実施日	2003
主要関連文書	IPCS (1999) <i>Carbon tetrachloride</i> WHO (2003) <i>Carbon tetrachloride in drinking-water</i>

四塩化炭素による毒性の標的となる主な臓器は、肝臓と腎臓である。マウスとラットを用いた試験により、四塩化炭素が肝腫瘍と肝細胞がんの誘発作用を有していることが証明されている。肝臓腫瘍を誘発する用量は、細胞毒性を誘発する用量よりも多い。このことから、四塩化炭素の発がん性は、その肝毒性影響の二次的影響である可能性が高い。利用可能なデータからすると、四塩化炭素は、非遺伝毒性化合物と考えることができる。IARCは、四塩化炭素をヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質(グループ2B)に分類しており、四塩化炭素の発がん性の証拠が、実験動物では十分であるがヒトでは不十分であるとしている。

抱水クロラール

抱水クロラールは、トリクロロアセトアルデヒドともいい、フルボ酸やフミン酸などの有機前駆物質を含む水の塩素処理による副生成物として生成される可能性がある。飲料水中で100 μg/Lに及ぶ濃度で検出されたことがあるが、通常は10 μg/L未満である。濃度は一般的に地下水より地表水において高く、配水過程で濃度の増加がみられる。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に影響がある濃度より十分に低い濃度で存在する。
評価実施日	2004
主要関連文書	IPCS (2000) <i>Chloral hydrate</i> IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> WHO (2005) <i>Chloral hydrate in drinking-water</i>

抱水クロラールは、殺虫剤、除草剤、および睡眠薬の生産過程で中間生成物として使われる。

また、経口投与量750～1000 mg/日でヒトに対する鎮静剤や睡眠薬としても広く使われてきた。臨床用途の摂取は飲料水からの摂取に比べ著しく高いが、臨床による曝露は短期間である。

抱水クロラールは(特に歯科処置のため)の成人および小児に対して、鎮静剤や睡眠薬として何十年にもわたり使われている(そして今でも使われている)にもかかわらず、抱水クロラールの曝露と発がんの関係に関する疫学的または発がん性の研究は見当たらなかった。IARCは抱水クロラールを、ヒトにおける不十分な証拠および実験動物における限られた証拠に基づき、ヒトに対して発がん性による分類ができない物質(グループ3)に分類した。抱水クロラールの遺伝毒性に関する曖昧な証拠がある。

2年間の飲料水の研究でマウスに認められた肝臓の病変の増加に基づき導出されたTDI 0.0045 mg/kg体重を基に、飲料水への割り当てをTDIの80% (抱水クロラールへの曝露のほとんどは飲料水からなので)、60 kgの成人が一日2リットルの水を消費すると仮定することで、0.1 mg/L (丸めた値)という健康に基づく値が計算することができる。しかし、抱水クロラールは通常飲料水中では、健康に対して懸念されるより十分低い濃度で存在するため、ガイドライン値を導出することが必要だとは考えられていない。

飲料水中における抱水クロラールの濃度は、消毒の実施法の変更(例えば、有機前駆物質を除去するための凝集や軟化処理の強化、塩素と前駆物質の反応を低減するための消毒点の変更、および残留消毒剤として塩素の代わりにクロロミンの使用)やGAC処理により制御することができる。

クロラミン(モノクロラミン、ジクロラミン、トリクロラミン)

モノクロラミン、ジクロラミン、および、トリクロラミンは飲料水の塩素処理による副生成物と考えられており、塩素およびアンモニアを水に加えることにより生成される。モノクロラミンはまた、飲料水配水システムにおいて残留消毒効果を維持する目的で添加される場合もあり、高次のクロラミンは常時生成されているわけではなく、また、モノクロラミンが味や臭気の問題を起こすより低い濃度で味や臭気の問題を起こすので、モノクロラミンだけが健康に基づくガイドライン値の策定について検討された。クロラミンは胃の中では胃液により急速に分解される。飲料水供給において塩素の代わりにクロラミンを使用すると、THM生成量は低減される。しかし、ハロケトン、クロロピクリン、塩化シアン、ハロ酢酸、ハロアセトニトリル、アルデヒドおよびクロロフェノールなどの他の副生成物が生成されることが報告されている。クロラミンの中で最も存在量が多いモノクロラミンは、塩素より消毒効果は低いことが知られており、配水システムにおいて残留性を維持するための2次的な消毒剤として使われる。

ガイドライン値	モノクロラミン3 mg/L (3,000 μg/L)
検出状況	クロラミンが主消毒剤として、あるいは、配水システムで残留塩素を維持するために使用されている飲料水供給では、クロラミン濃度は通常0.5～2 mg/Lであ

	る。
TDI	94 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日—米国国家毒性プログラム(NTP)における雄ラットを用いた2年間の飲料水による研究での最大投与量としてのNOAEL 9.4 mg/kg 体重/日に基づく(当該研究では、最大投与量におけるラットの平均体重は各対照群よりも軽かったが、これはクロラミンを添加した水が飲料水としての適性を欠いていたためと考えられる。)
検出下限値	10 $\mu\text{g}/\text{L}$ —比色法
処理性	還元反応により、クロラミン濃度を効果的にゼロ($< 0.1 \text{ mg}/\text{L}$)まで低減することは可能である。しかし、配水過程において消毒効果を保持するために、残留クロラミン濃度0.数 mg/L の水を供給することが一般に行われている。
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの100% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	<ul style="list-style-type: none"> ・ NTPの研究における単一種および単一性でのあいまいな発がん影響は、ヒストリカルコントロールデータの範囲内であったため、発がん性に関する追加的な不確実係数は適用しなかった。 ・ 大部分の人は5 mg/L以下の濃度のクロラミンを味覚で感知でき、人によってはわずか0.3 mg/Lでも感知できる。
評価実施日	2003
主要関連文書	IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> WHO (2003) <i>Monochloramine in drinking-water</i>
ガイドライン値が設定されない理由	ジクロラミンおよびトリクロラミンに対しては、健康に基づくガイドライン値の導出を許容できるほど十分なデータが揃っていない。
評価実施日	1993
主要関連文書	IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i>

モノクロラミン

モノクロラミンは、いくつかの*in vitro*の実験において、突然変異誘発性であることが示されてきたが、*in vivo*の遺伝毒性は見つかっていない。IARCはクロラミンをグループ3(ヒトに対して発がん性による分類ができない物質)に分類した。2種類の生物種に対するNTPのバイオアッセイでは、雌のラットにおける単核細胞白血病の発生数は増加したが、その他の腫瘍の発生数は増加しなかった。IPCSは、この単核細胞白血病の増加とクロラミン処理が関係するとはみなさなかった。

ジクロラミンとトリクロラミン

ジクロラミンとトリクロラミンは十分には研究されていない、そして利用可能なデータは、これらに対して、健康に基づくガイドライン値の導出を認めるほど十分ではない。しかし、ジクロラミンとトリクロラミンは、モノクロラミンの生成が十分に制御されなければ、味と臭気の問題を引き起こす(第10章参照)と考えられる。

クオルデン

クオルデン(CAS No. 57-47-9)は、幅広い用途を持つ殺虫剤で、1947年以来使用されている。

飲料水水質ガイドライン

近年ではその使用を制限する国が多くなっており、今では主に地表近くの土壤に散布してシロアリを駆除するために使用されている。地表近くに散布された場合、低濃度の地下水汚染源となることがある。工業用のクロルデンは複数の化合物の混合体で、主に*cis*異性体と*trans*異性体から成る。クロルデンは非常に分解されにくく、土壤中の移動性が非常に低く、地下水中へ移動することがまずないため、地下水からはまれにしか検出されていない。クロルデンは大気中へ揮散しやすい。食品中のクロルデンの濃度は低下してきているが、残留性が高く、生物蓄積ポテンシャルが高い。

ガイドライン値	0.0002 mg/L (0.2 μg/L)
検出状況	飲料水および地下水で、通常0.1 μg/L以下の濃度で検出されている。
PTDI	0.5 μg/kg体重/日—ラットによる長期給餌試験で、肝臓重量、血清ビリルビンレベルおよび肝細胞性腫大発生率の増加から得られたNOAEL 50 μg/kg体重/日に、不確実係数100を適用(種間差および種内差につきそれぞれ10)。
検出下限値	0.014 μg/L—ECD付GC
処理性	0.1 μg/L—GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て PTDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
	クロルデンは、残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約で位置付けられている。そのため、飲料水ガイドラインに定める以外の監視が行われる場合がある。
評価実施日	2003
主要関連文書	FAO/WHO (1995) <i>Pesticide residues in food—1994 evaluations</i> WHO (2003) <i>Chlordane in drinking-water</i>

実験動物では、給餌による長期曝露によって肝障害を引き起こす。クロルデンはマウスに肝腫瘍を発生させるが、証拠から判断すると遺伝毒性は有していないようである。クロルデンは*in vitro*で細胞間情報伝達を阻害することがあるが、これは腫瘍プロモーターによく見られる特性である。IARCでは、1991年にクロルデンの再評価を行い、ヒトに対する発がん性を判断するには証拠が不十分であるが、動物に対する発がん性は十分に証明されているとして、グループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類した。

塩化物イオン

飲料水中の塩化物イオンは、自然発生源、下水放流水や工場排水、融雪塩を含む都市流出水および塩水の侵入に起因する。

人の塩化物への主な曝露源は食品への塩の添加であり、この食品からの摂取量は、通常、飲料水からの摂取量を大きく上回る。

ガイドライン値が設定されない 飲料水中では、健康に影響があるレベルで検出されていない。
理由

付記	飲料水の嗜好性に影響を与えるかもしれない。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Chloride in drinking-water</i>

塩素濃度が過剰であると、水のアルカリ度によっては配水システムにおける金属の腐食速度を増大させる。その結果、水道水中の金属濃度が高くなる。

飲料水中の塩化物イオンについては、健康に基づくガイドライン値は提案されていない。ただし、塩素濃度が約250mg/L以上であると水に味を感じることがある(第10章参照)。

塩素

塩素は大量に生産され、重要な消毒剤や漂白剤として工業用および家庭用に広く使われている。特に、水泳プールの消毒によく使われるとともに、浄水処理においては最も一般的に使われる消毒剤および酸化剤である。塩素は水中で反応して、次亜塩素酸と次亜塩素酸塩が生成される。次亜塩素酸塩溶液内の塩素酸塩やある種の過塩素酸塩の濃度は、周囲温度が高い場所での保管や、古い次亜塩素酸塩に新しい次亜塩素酸塩を加えた時に上昇する。

ガイドライン値	5 mg/L(5,000 μ g/L)
検出状況	塩素消毒を行っている多くの飲料水から、0.2~1 mg/Lの濃度で検出されている。
TDI	150 μ g/kg体重/日—齧歯類に対する2年間の塩素の飲料水混入投与によって、毒性が認められなかったことに基づくNOAELから導出。
検出下限値	0.01 μ g/L—プレカラムで誘導体化して4-プロモアセトアニリドをHPLC法で測定する方法; 10 μ g/L—遊離塩素として比色する方法; 200 μ g/L—イオンクロマトグラフ法
処理性	塩素の濃度をゼロ(<0.1 mg/L)にまで効果的に減らすことは可能である。しかし、一般に、配水過程において消毒効果を保持するために、水道水中の残留塩素の濃度を0.数mg/Lに保つことが一般に行われる。
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの100% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	<p>厳密な研究において悪影響濃度が確認されていないため、ガイドライン値は安全側に立って設定したものである。</p> <p>ガイドライン値の濃度でほとんどの人が塩素の味を感知できる。</p>
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Chlorine in drinking-water</i>

飲料水中の塩素による曝露を受けたヒトおよび実験動物において、具体的な用量—反応影響は観察されていない。IARCは次亜塩素酸塩をグループ3(ヒトに対して発がん性による分類ができない物質)に分類している。

亜塩素酸イオンおよび塩素酸イオン

亜塩素酸イオンと塩素酸イオンは、消毒剤や水の異臭味制御用として使われる二酸化塩素の消毒副生成物として生成される。二酸化塩素は、このほか、セルロース、製紙用パルプ、小麦粉および油の漂白剤として使われる。亜塩素酸ナトリウムと塩素酸ナトリウムは、いずれも、二酸化塩素の生産やその他の商業目的に用いられる。二酸化塩素は、処理水中で急速に分解されて亜塩素酸イオン、塩素酸イオンおよび塩化物イオンになるが、このうち生成量が最も多いのは亜塩素酸イオンであり、また、この反応はアルカリ性条件の方が進みやすい。二酸化塩素、亜塩素酸ナトリウムおよび塩素酸ナトリウムに対する環境曝露の主要な経路は飲料水である。塩素酸イオンはまた、特に高い周囲温度で、長時間保管した次亜塩素酸塩ナトリウム溶液中で生成される。

暫定ガイドライン値	<p>亜塩素酸イオン:0.7mg/L(700 μg/L)</p> <p>塩素酸イオン:0.7mg/L(700 μg/L)</p> <p>消毒剤として二酸化塩素を使用することにより、亜塩素酸イオンと塩素酸イオンの濃度がガイドライン値を超過するおそれがあるが、ガイドライン値を満たすことが困難であるからといって十分な消毒を怠ることが決してあってはならないことから、ガイドライン値を暫定とする。</p>
検出状況	<p>ある研究において報告された水中の亜塩素酸イオン濃度は3.2~7.0 mg/Lであった。ただし、亜塩素酸イオンと塩素酸イオンの合計濃度は、二酸化塩素の注入率を超えることはない。塩素酸イオンは保管中の次亜塩素酸塩溶液中でも生成する可能性がある。</p>
TDI	<p>亜塩素酸イオン:30 μg/kg体重/日—ラットによる二世帯研究の結果、反応振幅の低下、二世帯の脳絶対重量の減少および両世代の肝臓重量の変化について得られたNOAEL 2.9 mg/kg体重/日に、不確実係数100(種間差および種内差につき各10)を適用。</p> <p>塩素酸イオン:30 μg/kg体重/日—最近のラットによる90日の適切に実施された研究における、甲状腺コロイドの低下が認められない最高投与量(次に多い投与量において低下が認められた投与量)について得られたNOAEL 30 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき各10、実験が短期間であることにつき10)を適用。</p>
検出下限値	5 μg/L—サプレッサー付電導度検出器付イオンクロマトグラフ法
処理性	<p>二酸化塩素の濃度をゼロ(<0.1 mg/L)にまで効果的に減らすことは可能である。しかし、配水過程において消毒効果を保持するために、水道水中の残留二酸化塩素濃度を0.数mg/Lに保つことが一般に行われる。次亜塩素酸ナトリウムの使用に起因する塩素酸塩濃度の増加は、一般に0.1 mg/L程度であるが、1 mg/Lを超えた例も報告されている。二酸化塩素消毒においては、塩素酸イオンの濃度は(二酸化塩素生成装置および浄水処理上の)プロセス条件により大きく異なる。塩素酸イオン濃度の現実的な低減方法はないため、次亜塩素酸ナトリウムの注入に伴う増加と二酸化塩素の添加による生成を防ぐことしか手だてがない。二酸化塩素を使用する場合、副生成物として亜塩素酸イオンが生成するのは避けられない。二酸化塩素を最終消毒剤として通常の注入率で使用した場合、残留亜塩素酸イオン濃度は0.2 mg/L未満である。二酸化塩素を酸化剤として用いる場合は、第一鉄イオンや活性炭などを用いて亜塩素酸イオン濃度を低減させる必要がある。</p>
ガイドライン値の導出	<p>・ 水への割り当て TDI の80%</p>

	・ 体重	成人60 kg
	・ 水摂取量	2L/日
評価実施日	2003	
主要関連文書	IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> WHO (2005) <i>Chlorite and chlorate in drinking-water</i>	

二酸化塩素

二酸化塩素は、出生前に曝露を受けたラットの神経行動学および神経学的な発達を阻害することが証明されている。ラットやサルを飲料水中の二酸化塩素に曝露させた研究では、甲状腺ホルモンの顕著な失調も観察されている。二酸化塩素は急速に加水分解されて亜塩素酸塩になること、および亜塩素酸塩の暫定ガイドライン値が二酸化塩素の潜在的毒性を考慮して十分に安全側に立った値であることから、二酸化塩素についてガイドライン値は設定されていない。二酸化塩素の味と臭気閾値は0.4 mg/Lである。

亜塩素酸イオン

IARCでは、亜塩素酸イオンを、ヒトへの発がん性について分類できないと結論付けている。亜塩素酸イオンへの曝露による主なかつ最も共通して観察される変化は、赤血球の変化をもたらす酸化ストレスである。この影響は、実験動物に見られるほか、塩素酸イオンの場合からも類推されるように、中毒事故で高用量の曝露を受けたヒトにも見られる。ヒトのボランティアによる最長12週間の研究では、最高投与量(一日当たり36 µg/kg体重)においてどの血液学的パラメーターにも影響が認められなかった。

塩素酸イオン

亜塩素酸イオンと同様に、塩素酸イオンについての主な懸念は赤血球の酸化障害である。また、亜塩素酸塩の場合と同様に、12週間にわたって36 µg/kg体重/日の塩素酸塩を服用したヒトのボランティアでは、何の悪影響も認められなかった。塩素酸塩のデータは、亜塩素酸塩の場合ほど多くはないが、適切に行われたラットによる90日間投与実験の結果が利用可能である。高用量の塩素酸塩は甲状腺機能に障害を与える可能性もある。

クロロアセトン

1,1-ジクロロアセトン塩素と有機前駆物質の反応により生成され、塩素処理した飲料水中で検出されている。濃度は10 µg/L以下、通常は1 µg/L以下と推定される。

ガイドライン値が設定されない理由	どのクロロアセトンに対しても、健康に基づくガイドライン値の導出を許容できるほど十分なデータが揃っていない。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Chloroacetones in drinking-water</i>

1,1-ジクロロアセトンの毒物学的データはごく限られているが、単回投与による研究において、肝臓に影響することが示されている。

現時点ではデータが不十分なため、1,1-ジクロロアセトンおよびその他のクロロアセトンについてはガイドライン値を設定できない。

クロロフェノール(2-クロロフェノール、2,4-ジクロロフェノール、2,4,6-トリクロロフェノール)

クロロフェノールは、フェノールの塩素処理生成物、フェノール基を持つ酸と次亜塩素酸との反応副生成物、殺菌剤またはフェノキシ系除草剤の分解生成物として飲料水中に存在する。塩素処理副生成物として飲料水中で検出されることが最も多いのは、2-クロロフェノール、2,4-ジクロロフェノールおよび2,4,6-トリクロロフェノールである。飲料水中のクロロフェノールの味の閾値は低い。

ガイドライン値	2,4,6-トリクロロフェノール: 0.2 mg/L (200 µg/L)
検出状況	飲料水中のクロロフェノール濃度は、通常1 µg/Lより低い。
ガイドライン値導出の根拠	2年の食餌実験において雄ラットに観察された白血病に線形多段階モデルを適用した(この実験で見つかった肝臓の腫瘍は、不純物によって誘発されたものである可能性があるため、リスク評価の対象として使われなかった)。
検出下限値	0.5~5 µg/Lーベンタフルオロベンジルーエテル誘導化法; 0.01 µg/LーECD付GC
処理性	2,4,6-トリクロロフェノール濃度はGACを使って減少させることができる。
付記	2,4,6-トリクロロフェノールのガイドライン値は、これまでに報告された最も低い味の閾値を超えている。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Chlorophenols in drinking-water</i>
ガイドライン値が設定されない理由	2-クロロフェノール、2,4-ジクロロフェノールに対して、健康に基づくガイドライン値の導出を許容できるほど十分なデータが揃っていない。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Chlorophenols in drinking-water</i>

2-クロロフェノール

2-クロロフェノールの毒性に関するデータは限られている。したがって、健康に基づくガイドライン値は設定されていない。

2,4-ジクロロフェノール

2,4-ジクロロフェノールの毒性に関するデータは限られている。したがって、健康に基づくガイドライン値は設定されていない。

2,4,6-トリクロロフェノール

2,4,6-トリクロロフェノールは、雄ラットにリンパ腫および白血病を、また、雄および雌のマウスに肝臓の腫瘍を誘発させることが報告されている。2,4,6-トリクロロフェノールは、Ames試験では変異原性が陽性であるとはされていないが、他の*in vitro*および*in vivo*研究において弱い変異原性を示している。IARCでは、2,4,6-トリクロロフェノールをグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。

クロロピクリン

クロロピクリン、すなわちトリクロロニトロメタンは、塩素がフミン酸、アミノ酸またはニトロフェノールと反応することによって生成される。その生成量は、硝酸イオンが存在すると増加する。米国で得られた限られたデータによれば、飲料水中の濃度は通常5 µg/L以下である。

ガイドライン値が設定されない理由	健康に基づくガイドライン値の導出を許容できるほど十分なデータが揃っていない。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Chloropicrin in drinking-water</i>

実験動物では、長期経口曝露による生存率と体重の低下が報告されている。クロロピクリンは、細菌試験およびリンパ球の*in vitro*試験において変異原性を示す。発がん性試験において死亡率が高いこと、および78週間の毒性研究において検証されたエンドポイントの試験数が限られていることから、利用可能なデータだけではクロロピクリンのガイドライン値を設定するには不十分であると考えられた。

クロトルロン

クロトルロン(CAS No. 15545-48-9)は、発芽前または発芽後早期に使われる除草剤で、土壌中で緩やかに生分解され、移動する。食品からの曝露量は極めて限られている。

ガイドライン値	0.03 mg/L (30 µg/L)
検出状況	飲料水中の濃度は1 µg/L以下である。
TDI	11.3 µg/kg体重/日-2年の食餌実験においてマウスに見られた組織影響についてのNOAEL 11.3 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、発がん性の証拠につき10)を適用。
検出下限値	0.1 µg/L-UVおよび電気化学検出器付逆相HPLC
処理性	0.1 mg/L-GAC処理により達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDI の10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Chlorotoluron in drinking-water</i>

クロロトルロンは、実験動物に対する単回投与、短期曝露および長期曝露後の毒性は低いが、2年間多量投与を受けた雄マウスの腎臓に腺腫とがんを増加させることが示されている。ラットの2年の研究では発がん性が示されていないことから、クロロトルロンの毒性は、種および性に特有のものであると考えられる。クロロトルロンおよびその代謝物は遺伝毒性を示さない。

クロルピリホス

クロルピリホス(CAS No. 2921-88-2)は、蚊、ハエ、土壌中や葉の上に生息する各種の作物害虫、屋内害虫および水生幼虫の制御に使われる、薬効範囲の広い有機リン系殺虫剤である。WHO農薬評価計画(WHOPES)では、クロルピリホスを公衆衛生上の目的で水に添加することは推奨していないが、ボウフラを制御する水生幼虫駆除剤として、一部の国で使用されているかも知れない。クロルピリホスは土壌に強く吸着され、土壌から簡単には溶出せず、微生物によって緩やかに分解される。クロルピリホスは、水溶性が低く、環境中で水相から有機物相に移行しやすい。

ガイドライン値	0.03 mg/L (30 μg/L)
検出状況	米国の地表水では、通常0.1 μg/L以下の濃度で検出されており、地下水では検査井戸の1%未満において、通常0.01 μg/L以下の濃度で検出されている。
ADI	0~0.01 mg/kg体重/日—マウス、ラットおよびイヌの研究における脳アセチルコリンエステラーゼの抑制についてのNOAEL 1 mg/kg体重/日に、不確実係数100を適用および9日間曝露されたヒトの赤血球アセチルコリンエステラーゼ活性の阻害についてのNOAEL 0.1 mg/kg体重/日に不確実係数10を適用。
検出下限値	1 μg/L—ECDまたはFPD付GC
処理性	利用可能なデータはないが、凝集(除去率10~20%)、活性炭吸着およびオゾン処理によって除去されると考えられる。
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て ADIの最大10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	2003
主要関連文書	FAO/WHO (2000) <i>Pesticide residues in food—1999 evaluations</i> WHO (2003) <i>Chlorpyrifos in drinking-water</i>

JMPRでは、クロルピリホスがヒトに発がんリスクを示すことはほとんど考えられないと結論づけた。クロルピリホスは、適正な範囲の*in vitro*および*in vivo*研究において遺伝毒性を示さなかった。長期曝露研究においてすべての種にみられた主な毒性影響は、コリンエステラーゼ活性の抑制である。

クロム

クロムは地球の地殻中に広く分布しており、+2から+6の原子価で存在する。一般に食品が主要な摂取源である。クロム(III)は必須栄養元素である。

暫定ガイドライン値	総クロム:0.05 mg/L(50 μ g/L) 毒性学上のデータベースに不確実性があるため、ガイドライン値は暫定とする。
検出状況	濃度120 μ g/Lの報告もあるが、飲料水中の総クロム濃度は通常2 μ g/L以下。
ガイドライン値導出の根拠	NOAELの根拠とし得る適切な毒性研究が見当たらない。1958年に初めて提示されたガイドライン値は健康上の懸念に基づくもので、6価クロムについてであったが、6価クロムのみを分析することが難しいため、のちに総クロムに関するガイドライン値に変更された。
検出下限値	総クロムとして0.05~0.2 μ g/L-AAS
処理性	0.015 mg/L-凝集により達成可能
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Chromium in drinking-water</i>

経口曝露によりクロム(III)を与えられたラットによる長期発がん性研究においては、腫瘍発生増加は観察されなかった。ラットの場合、クロム(VI)は吸入経路では発がん物質となるが、NTPの研究で、高い用量の経口曝露で発がん性の証拠が示された。しかし、胃や消化管の中ではクロム(VI)はクロム(III)に還元されるので、低用量では用量-反応関係が非線形であるという証拠がある。疫学調査においては、吸入経路によるクロム(VI)への曝露と肺がんとの関連性が証明されている。IARCでは、クロム(VI)をグループ1(ヒトに対して発がん性のある物質)に、クロム(III)をグループ3(ヒトに対して発がん性による分類ができない物質)に分類している。クロム(VI)化合物は各種の*in vitro*および*in vivo*の遺伝毒性試験で陽性を示すが、クロム(III)化合物は陽性を示さない。

銅

銅は必須栄養元素であると同時に、飲料水の汚染物質でもある。銅は、管、弁および継手の原料として使われ、合金や塗装剤にも含まれている。藻類の制御のため、地表水に硫酸銅・五水和物を添加することもある。飲料水中の銅の濃度は様々であり、その主要な起源は銅配管内部の腐食であることが最も多い。流水または十分に勢いよく流された水道水中の濃度は一般に低い、停滞水や部分的にしか流れていない水の試料中の濃度は様々で、流水などに比べて相当高い(しばしば1mg/Lを超える)こともある。浄水中の銅の濃度はしばしば配水過程において増加し、特に酸性pH、または、アルカリ性pHで高炭酸水の場合その傾向が強い。先進国では、銅の主要な曝露源は食品と水である。銅製の管や継手を含む給配水システムからの停滞水や部分的にしか流れていない水を摂取していると、特に給水栓水を用いて調乳したミルクを飲んでいる幼児では、一日当たりの銅曝露量が大幅に高くなることもある。

ガイドライン値	2 mg/L(2,000 μ g/L)
検出状況	飲料水中の濃度は0.005 mg/L以下から30 mg/L以上にわたり、その原因は主に銅配管内部の腐食である。

飲料水水質ガイドライン

ガイドライン値導出の根拠	銅による消化管への急性影響につき安全側に立ち、かつ、銅について正常な動的平衡を有する集団に十分な安全上の許容範囲を確保するという観点から。
検出下限値	0.02～0.1 μg/L-ICP-MS; 0.3 μg/L-ICP発光法; 0.5 μg/L-フレームAAS
処理性	銅は通常の処理プロセスでは除去できない。しかし、通常、銅は原水の汚染物質ではない。
付記	このガイドライン値であれば、銅について正常な動的平衡を有する成人の場合、2～3 L/日の水を摂取し、栄養サプリメントを服用し、食品から銅を摂取しても、耐容摂取量の上限10 mg/日を超えず、消化管への悪影響もたらされないであろう。 銅濃度が約1 mg/Lを超えると、洗濯物や衛生器具が着色する。銅濃度が約2.5 mg/Lを超えると水に不快な苦味が生じ、さらに濃度が高くなると水が着色する。 銅管を配管材料としても、ほとんどの場合、銅の濃度はガイドライン値以下であると考えられるが、一部の条件下、例えば水の酸性や侵食性が高い場合などでは、銅の濃度がガイドライン値を大幅に上回ることがあるため、そのような条件下では銅管の使用は適切でない。
評価実施日	2003
主要関連文書	IPCS (1998) <i>Copper</i> WHO (2003) <i>Copper in drinking-water</i>

IPCSでは、成人の経口摂取量の許容範囲は不確実であるものの、一日当たり数mg(2～3mg/日以上)の範囲である可能性が高いと結論付けている。この評価は、銅で汚染された飲料水の消化管への影響の研究のみに基づいたものである。実験動物に対する毒性の利用可能なデータは、ヒトの適切なモデルとして不確実であるため、許容経口摂取量範囲の上限の設定に役立つとは考えられなかったが、動物についての値は、反応の作用機序を解明する一助となる。銅の消化管への影響に関するデータの利用に当たっては、観察された影響は24時間の総摂取量よりも、実際に摂取された銅の濃度によるところが大きいため注意を要する。最近の研究で、飲料水中の銅が消化管に及ぼす影響の閾値を記したものがあがるが、感受性の高い集団、例えばウィルソン病の遺伝子保持者や銅の動的平衡に代謝障害がある人に対する銅の長期的影響については、依然、不確実な点が残っている。

シアナジン

シアナジン(CAS No. 21725-46-2)はトリアジン系除草剤の一種である。シアナジンは、一年草や広葉雑草の制御のために、発芽前および発芽後に使用される。シアナジンは、微生物や加水分解によって、土壌中や水中で分解される。

ガイドライン値	0.0006 mg/L(0.6 μg/L)
検出状況	地表水および地下水では通常数 μg/Lの濃度で検出されるが、地表水で1.3 mg/L、地下水で3.5 mg/Lの濃度で検出されたことがある。
TDI	0.198 μg/kg体重/日-雄ラットの2年の毒性/発がん性研究における異常活発

	性に関するNOAEL 0.198 mg/kg/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、発がん性の証拠が少ないことにつき10)を適用。
検出下限値	0.01 μ g/L-GC-MS
処理性	0.1 μ g/L-GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	1998
主要関連文書	WHO (2003) <i>Cyanazine in drinking-water</i>

シアナジンに関する利用可能な変異原性データによれば、遺伝毒性の証拠は不明確である。シアナジンは、ラットに乳腺腫瘍を起こすがマウスには起こさない。ラットの乳腺腫瘍の発生メカニズムは現在研究中で、ホルモン様物質が関与する反応である可能性もある。シアナジンは、ラットへの25 mg/kg体重/日以上との投与により催奇形性を示す。

シアン

シアンは、特に発展途上国の、食品の中で検出され、たまに飲料水中で検出されることもあるが、通常は非常に低い濃度に限られる。しかし、産業に関連した大規模なシアンの流出が時々発生し、特に地表水の飲料水水源において非常に高い濃度汚染を引き起こす可能性がある。

ガイドライン値が設定されない理由	流出事故による水源汚染を除いて、飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度より十分低い。
評価実施日	2009
主要関連文書	IPCS (2004) <i>Hydrogen cyanide and cyanides</i> WHO (2009) <i>Cyanide in drinking-water</i>

シアンは高い急性毒性があり、経口曝露を経て、初回通過代謝により肝臓で解毒される。したがって、長時間にわたる、たとえば1日に分散させた用量による曝露は、1回の大量投与による同じ用量よりも低毒性で高い耐性を示す。高用量を曝露すると、ロダネーゼの解毒作用により生成されるチオシアン酸イオンのヨウ素取り込みの抑制という曝露の副次的効果として、甲状腺への毒性を起こす可能性がある。急性の致命的中毒後の実際の吸収用量をヒトについて評価することの困難さと、亜致死毒性について適切に実施された研究がないことを考慮すると、ヒトのデータを解析することは困難である。

シアンへの短期曝露後の健康影響を発生させない濃度に関するガイドラインが必要である。しかし、シアンは、健康上問題となる濃度では飲料水中に検出されないため、シアンへの短期曝露に対する公式なガイドライン値を導出する必要はないと考えられる。

シアンに対する急性曝露に関するデータは、それらの高い不確実性のため、短期曝露に対する健康に基づく値を導出の際に使用することは不適切である。13週間にわたる研究における雄のラットの生殖器官に対する効果のNOAELと不確実係数100を使用し、0.045 mg/kg体重というTDI

を導出することができる。この健康影響に基づく値は、曝露が5日を超えない短期曝露を意図しており、食物中の青酸グリコシドに対する曝露を許容するものとして、TDIの40%を飲料水に対して割り当てることは適切である。したがって、TDIの40%を飲料水に対して割り当て一日当たり2リットルの水を飲む60 kgの成人を仮定し、短期曝露に対する0.5 mg/L(丸めた値)という健康に基づく値を導出することができる。

この健康に基づく値は、通常、ヒトに対する健康の問題があるとされるレベルより十分低い。シアンは急速に解毒され、曝露が一日に分散すれば影響の可能性はさらに減少する。この健康に基づく値は、緊急事態の様な状況の下で必要とされる最長5日までの曝露に適用しうる。しかし、おそらくほとんどの場合、この値は短期曝露に対して非常に保守的な評価であろう。

飲料水中のシアンに対する、報告された臭気の最も低い閾値は0.17 mg/Lであり、それは短期的な場合の健康に基づく値未満である。したがって、健康に基づく値未満の濃度で少数の人が臭気によりシアンを感知する可能性がある。

健康に基づく値は、塩素消毒の副産物として飲料水中に含まれる塩化シアンとしてのシアンを含む、給水栓での総シアン濃度に対応する。塩化シアンは、配水システム中で、または摂取した時、急速にシアンに分解する。飲料水中で低濃度のシアンが検出されたとしても、ほとんどの場合塩化シアンが存在する結果なので、シアンの長期曝露に対するガイドライン値を策定する必要はないと考えられる。

シアノバクテリア毒素:マイクロシスチン LR

シアノバクテリア毒素の中で、マイクロシスチンは最も研究されたグループであり、おそらく淡水中で最も頻繁に検出されている。浄水処理におけるそれぞれの除去の効果という一つの基本的な違いはあるものの、マイクロシスチンの低減のための多くの実践的な考察は同じように他のシアノトキシン(例えば、シリンドロスペルモプシン、サキシトキシン、アナトキシン-a、およびアナトキシン-a(S)など)に適用できる。マイクロシスチンは、普通は細胞内に存在し、細胞破壊(つまり、細胞溶解)の時に限り相当量が周囲の水に放出され、他のシアノトキシンは水中に大量に溶存した状態で存在している。

マイクロシスチンは、シアノバクテリアが急激に増殖した水域の魚、軟体動物、および貝類・甲殻類で検出されるかもしれないが、マイクロシスチンへのヒトの曝露の多くは飲料水、またはシアノバクテリアが発生した水域のリクリーションでの利用に起因する。

現在までに80種類以上のマイクロシスチンが特定されているが、頻繁に高濃度で検出されるのは、わずかに数種類である。マイクロシスチンLRは、検出頻度が最も高く、最も毒性の高いマイクロシスチン同族体の一つであり、暫定ガイドライン値を導出するための十分な毒性データが入手可能な、唯一のものである。マイクロシスチンを含む可能性があり、発生頻度の高いシアノバクテリア属は、マイクロキスティス、プランクトスリックス、およびアナベナである(11.5も参照)。

暫定ガイドライン値	総マイクロシスチン LR(遊離および細胞内に存在する):0.001mg/L(1 μ g/L) マイクロシスチン LRのみを対象とする値であること、データベースが限られていること、および現在、シアノバクテリア毒素に関する新規毒性データが構築されつつあることから、ガイドライン値は暫定とした。
TDI	0.04 μ g/kg体重/日—マウスを用いた13週間の投与実験における肝臓の病理学的知見に基づき、データベースの制約、特に慢性毒性および発がん性に関するデータの欠如を考慮して、不確実係数1,000を適用。
検出下限値	0.1~1 μ g/L—75%メタノールによる細胞からの抽出またはC-18による液体試料からの濃縮後にHPLC。標準試薬を用いて分別定量が可能。 0.1~0.5 μ g/L—市販免疫アッセイキット(酵素結合免疫測定法)により、水に溶存する、または細胞からの抽出溶液中の大部分のマイクロシスチンを検出可能。HPLCよりも定量の精度は劣るが、スクリーニングには有用。 0.5~1.5 μ g/L—タンパク質ホスファターゼアッセイにより、水に溶存する、または細胞からの抽出溶液中のすべてのマイクロシスチンを検出可能。HPLCよりも定量および同定の精度は劣るが、スクリーニングには有用。
監視	シアノバクテリアの細胞数増加(異常増殖)またはその可能性につき、原水を視覚的に監視(マイクロシスチンを含有する可能性のある属の顕微鏡観察を含む)し、そのようなことが起こっている場合は警戒を強めることが望ましい。
予防および処理	藻類の増殖の可能性を低減する方策として、栄養塩負荷の削減または貯水池の成層破壊や混合など、集水域や水源の管理が上げられる。シアノバクテリアの除去に効果的な処理は、ろ過によるその細胞の除去である。水中の遊離のマイクロシスチン(他の大部分の遊離シアノトキシンも同様)に対する効果的な処理は、粒状活性炭や粉末活性炭を用いた処理のほか、適正な濃度および接触時間でのオゾン処理や塩素処理による酸化である。
ガイドライン値の導出	・ 水への割り当て TDIの80% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	2003
主要関連文書	Chorus & Bartram (1999) <i>Toxic cyanobacteria in water</i> WHO (2003) <i>Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR in drinking-water</i>

マイクロシスチン LRは真核生物のタンパク質に含まれるセリン/トレオニンホスファターゼ1および2Aの有力な阻害剤である。マイクロシスチンの毒性の主な標的部位は肝臓であるが、これは、マイクロシスチンが主に胆汁酸輸送を通じて細胞膜を通過することによる。ガイドライン値の導出は、マウスによる13週間の経口投与実験に基づいて、豚による44日間の経口投与実験により支持されている。これまでに、家畜および野生生物の中毒事例が多数報じられている。腫瘍促進の証拠も発表されている。2006年、IARCはマイクロシスチンLRをヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質(グループ2B)と分類した。

現実的配慮

シアノバクテリアは、湖沼、貯水池、池、および流れの緩やかな河川で広く発生する。その極端な増殖が細胞数を多量に増加させる時に、「水の華」と言われる現象を引き起こすようなところで

は、その毒素は、飲料水の原水でヒトの健康に対して危害を与える可能性のある濃度に至ることがある。特に水が淀んでいる、または流れの遅い水域で、栄養素（リンや窒素）の濃度が上昇した場合、水の華は発生する。水の華は同じ水域で再発する傾向がある。ある種のシアノバクテリアの細胞は、水面または熱的に成層化した貯水池の水温躍層でスカムとして蓄積する。その様な蓄積は急速に進むかもしれないし、また持続期間も非常に幅がある（数時間から数週間）。多くの場合、水の華と蓄積は季節性がある。

水の華発生の可能性を下げるために、様々な水資源保護や水源管理活動を利用することができる。これらのなかで、最も継続可能で効果的な措置は、増殖可能なシアノバクテリアの生物量を実質的に制限するために、水域の養分濃度（特にリン）を十分低いレベルに低減することである。これは、下水排水や陸地からの栄養物負荷を制御することで達成できる。後者は、集水域に広がる堆肥や化学肥料の量と共に浸食の制御も含む。さらに、水域の混合や洗浄などの水管理活動により、水の状態をシアノバクテリアにとってより不適切なものに変えることができ、そしてプランクトンの種類をシアノバクテリアから、ヒトの健康に対してあまり関係のない、他の種類（例えば、ケイ藻類などのプランクトン藻類）へ移行させることができる。

ミクロシスチンは、ほぼ常に細胞内に多く含まれるので、粒子を取り除く飲料水の浄水処理ならいずれも一すなわち、土壌または河床ろ過、フロック形成およびろ過、または浮上分離一、もしそのプロセスがミクロシスチンの除去を目標として最適化されていれば、ミクロシスチンを効果的に制御できる。この方法は、細胞内に存在する他のシアノキシンにも適用できる。プロセスの運用においては、細胞の破壊と毒素の放出を避けるべきである。高濃度のシアノキシンが水中に溶存することは、それほど頻繁には発生していないようである。これらは、ほとんどの種類の活性炭で十分除去される。塩素処理およびオゾン処理は、十分高い用量と接触時間で、多くのシアノキシンの除去に効果があるが、サキシトキシンに対してはそれほど効果が無い。過マンガン酸カリウムはミクロシスチンに対して効果があり、他の毒素に関しては現在、限れたデータしかないか、またはデータはない。二酸化塩素とクロラミンはシアノキシンの除去には効果が無い。

シアノキシンの監視は、シアノキシンの水の華または水の華形成の可能性（つまり、栄養分濃度とプランクトンの種類の構成）がないかを、係る事象が発生した場合に警戒を増し、確認するための水源のサーベイランスに基づくことが最も効果が高い。対照的に、目標とするシアノキシンの濃度に対して浄水処理水を監視することは、毒素の種類が非常に多様である（特にミクロシスチン）こと、監視する対象となるガイドライン値が一つ（つまり、ミクロシスチンLR）を除いて他に全くないこと、および、多くの場合分析の標準方法がないことなどにより、それが安全かどうかを判断するには不十分である。シアノキシンの分析は、河床ろ過・処理等の制御手段の効果を評価し、最適化するために有益である。シアノキシン分析上の注意点は細胞内から、シアノキシンを抽出する必要があることである。ミクロシスチンについては抽出は容易であるが、細胞からの抽出を疎かにすると、濃度を著しく過小評価することになる。

塩化シアン

塩化シアンは水のクロラミン処理または塩素処理の副生成物として生成される場合がある。また、原水中に存在するシアン化物イオンの塩素処理によっても生成される。

ガイドライン値が設定されない	飲料水中では、健康に影響がある濃度より十分に低い濃度で存在する。
理由	
評価実施日	2009
主要関連文書	IPCS (2004) <i>Hydrogen cyanide and cyanides</i> WHO (2009) <i>Cyanogen chloride in drinking-water</i>

塩化シアンは体内で急速に代謝されてシアンとなる。塩化シアンの経口毒性については利用可能なデータがほとんどない。

塩化シアンは健康に影響がある濃度で飲料水中に検出されることはほとんど無いので、塩化シアンに対して公式なガイドライン値を策定することは不要と考えられている。その代り、ガイダンスの目的でシアンを基に健康に基づく値が導出されている。

飲料水を曝露させたラットを用いた亜慢性研究における精巢の軽微な変化についてのシアンに対するNOAEL4.5 mg/kg体重/日と不確実係数100を使って、シアンに対するTDI0.045 mg/kg体重(0.11 mg/kg体重の塩化シアン用量に相当)を導出することができる。観察された変化が軽微であることと従来の慢性研究のNOAELを考慮し、研究期間を加味するための追加の不確実係数を含む必要はないと考えられている。さらに、急性中毒における用量についても、効果的に解毒されることで、慢性条件としては許容できるであろう。成人60kgが一日2リットルの水を飲み、食品中のシアン発生性配糖体への曝露の可能性から、TDIの20%を水への割り当てに仮定すると、長期曝露の健康に基づく値は、シアンに対して0.3 mg/L、塩化シアンに対して0.6 mg/Lとなる(共に丸めた値)。

原水中の低濃度のシアンは塩素処理により塩化シアンに変換されるが、塩化シアンは配水システムの衛生状態を維持するための残留消毒剤としてのクロラミンを現場生成する際にも生成されるかもしれない。クロラミン処理を実施しているところでは適切な残留クロラミンを維持し、かつ、塩化シアンの生成を最小にするために処理を最適化することが重要である。

2,4-D

ここで言う2,4-Dとは、遊離酸2,4-ジクロロフェノキシ酢酸(CAS No. 94-75-7)を指す。市販の2,4-D製品は、遊離酸、アルカリ塩、アミン塩およびエステル形態である。2,4-Dそのものは化学的に安定であるが、そのエステルは急速に加水分解されて遊離酸となる。2,4-Dは、水草を含めた広葉雑草の制御に使われる浸透性除草剤である。2,4-Dは環境中で急速に生物分解される。食品中の残留2,4-Dが数十µg/kgを超えることはほとんどない。

飲料水水質ガイドライン

ガイドライン値	0.03 mg/L (30 μg/L)
検出状況	水中の濃度は通常0.5 μg/L以下であるが、30 μg/Lもの濃度が測定された例もある。
ADI	2,4-Dおよびその塩とエステル合計値として0~0.01 mg/kg体重/日—イヌに関する1年間の毒性研究(腎臓と肝臓の組織病理上の損傷を含む様々な影響)およびラットに関する2年間の毒性および発がん性研究(腎障害)についてのNOAEL 1 mg/kg体重/日に基づく。
検出下限値	0.1 μg/L—電気伝導度検出器付ガス—液体クロマトグラフ法
処理能力	1 μg/L—GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て ADIの上限値の10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	2,4-Dの塩とエステルは水中で急速に加水分解されて遊離酸となるため、ガイドライン値は2,4-Dについての値である。
評価実施日	1998
主要関連文書	FAO/WHO (1997) <i>Pesticide residues in food—1996 evaluations</i> WHO (2003) <i>2,4-D in drinking-water</i>

疫学調査によれば、2,4-Dを含むクロロフェノキシ系除草剤への曝露は、ヒトの軟組織肉腫と非ホジキンリンパ腫の2種のがんと相関があることが示唆されている。しかし、これらの研究結果には普遍性がない。認められた相関は弱く、研究者によって結論が異なっている。これらの研究のほとんどは、2,4-Dへの曝露に関する情報が少なく、クロロフェノキシ系除草剤全般に関するものであり、しかも、その内の一つである2,4,5-トリクロロフェノキシ酢酸(2,4,5-T)は、ダイオキシンによって汚染されていた可能性がある。JMPRでは、利用可能な疫学調査から2,4-Dの発がん性を評価することは不可能であると結論付けた。JMPRでは、また、2,4-Dおよびその塩とエステルは遺伝毒性があるとは言えないと結論付けた。2,4-Dの塩とエステルの毒性は、2,4-Dの毒性と同レベルである。

2,4-DB

2,4-DB、または2,4-ジクロロフェノキシ酪酸(CAS No. 94-82-6)ともいう、を含むクロロフェノキシ系除草剤の環境中の分解半減期は、数日のオーダーである。クロロフェノキシ系除草剤が食品で検出されることは余りない。

ガイドライン値	0.09 mg/L (90 μg/L)
検出状況	クロロフェノキシ系除草剤が飲料水で検出されることは余りなく、検出されても通常は数 μg/L以下である。
TDI	30 μg/kg体重/日—ラットの2年間の実験で見られた体重、器官重量、血化学および血液学的パラメータの変化によるNOAEL 3 mg/kg体重/日に、不確実係数100(種間差および種内差につき)を適用。
検出下限値	1 μg/L~1 mg/L—水中のクロロフェノキシ系除草剤の測定に通常用いられる各種の方法、すなわち、溶媒抽出、GC、ガス—液体クロマトグラフ法、薄層クロマトグラフ法またはHPLCによる分離と、ECDまたはUVによる検出。

処理性	0.1 μ g/L—GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	ガイドライン値の導出に用いたNOAELは、イヌの短期研究において得られたNOAEL 2.5 mg/kg体重/日およびラットの3ヶ月の研究において得られた肝臓細胞異常肥大についてのNOAEL 5 mg/kg体重/日と、同程度の値であった。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water</i>

IARCでは、クロロフェノキシ系除草剤をグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。しかし、曝露を受けたヒトと実験動物の研究に基づく利用可能なデータからだけでは、特定のクロロフェノキシ系除草剤のヒトへの発がん性の可能性は評価できない。したがって、これらの化合物についての飲料水ガイドラインは、他の毒性影響に関する閾値アプローチに基づくものである。

DDT およびその代謝物

DDT(ジクロロジフェニルトリクロロエタン)(CAS No. 107917-42-0)には、構造上いくつかの異性体があり、市販品は主として p,p' -DDTから成る。DDTはいくつかの国で使用が制限ないし禁止されているが、一部の国ではいまでも黄熱病、眠り病、発疹チフス、マラリアおよびその他の昆虫媒介感染症の制御に使用されている。DDTおよびその代謝物は環境中に残留し易くて分解されにくく、微生物により完全に分解されにくい。特殊な用途を除いて、DDTおよび関連化合物の使用は大幅に減少し、曝露が著しく減少しており、食品がDDTおよび関連化合物の主な摂取源となっている。

ガイドライン値	0.001 mg/L(1 μ g/L)
検出状況	地表水で1 μ g/L以下の濃度で検出されている。飲料水でも検出されているが、濃度は前記の1/100程度である。
PTDI	0.01 mg/kg体重/日—ラットの発生毒性のNOAEL 1 mg/kg体重/日に、不確実係数100を適用(種間差および種内差につき)。
検出下限値	0.011 μ g/L—ECD付GC
処理性	0.1 μ g/L—凝集またはGACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て PTDIの1% ・ 体重 小児10 kg ・ 水摂取量 1L/日
	DDTは、残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約で位置付けられている。そのため、飲料水ガイドラインに定めるもの以外の監視が行われる場合がある。
	食品におけるDDTとその代謝物濃度は確実に減少し続けており、PTDIの1%の割り当ては非常に保守的かもしれない。

ガイドライン値は、1日当たり1Lの飲料水を飲む体重10 kgの幼児を基準に導出された。その理由は、幼児や小児は体重の割に多量の化学物質の曝露を受ける可能性があること、およびDDTには生物濃縮の懸念があることである。

マラリア対策やその他の媒介生物駆除プログラムにDDTを使用する便益の方が、飲料水中のDDTによる健康リスクを上回ることを強調しておく必要がある。

評価実施日	2003
主要関連文書	FAO/WHO (2001) <i>Pesticide residues in food-2000 evaluations</i> WHO (2003) <i>DDT and its derivatives in drinking-water</i>

IARCの作業グループは、DDTおよびその類縁化合物(DDTの種々の異性体と関連物質の混合物)を、齧歯類に対しては遺伝毒性を有していない発がん物質であり、肝腫瘍の有力なプロモーターであるとした。IARCでは、DDTの発がん性について、ヒトでのデータは不十分であるが、ラットとマウスで肝腫瘍が観察されたことから実験動物での証拠が十分であるとして、グループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。膵臓がん、複数の骨髄腫、非ホジキンリンパ腫および子宮がんに関する疫学調査からは、発がんの誘導とDDTおよびその類縁化合物への環境曝露との間に関連性があるという仮説を裏付ける証拠は見いだせなかった。一部の遺伝毒性試験では、作用点について矛盾する結果が得られている。ほとんどの研究で、DDTは齧歯類またはヒトの細胞系で遺伝毒性作用を引き起こさなかったし、菌類や細菌に対する変異原性も示さなかった。米国毒性物質疾病登録庁は、DDTおよびその類縁化合物は複数種の生殖や発生を阻害する可能性があると結論付けている。ラットにおいてDDTが肝臓に及ぼす影響としては、肝重量の増加、肥大、過形成、シトクロームP450などのミクロゾーム酵素の誘導、細胞壊死、血清肝酵素の活性増加および分裂促進の効果がある。DDTの高用量に対する肝臓の再生反応と関係している可能性がある。

ジアルキルスズ

有機スズとして知られる化学物質群は、特性や用途を異にする多数の化合物から構成されている。最も広く利用されている有機スズは、水道用ポリ塩化ビニル(PVC)管など、プラスチック製品の安定剤として用いられるジ置換体化合物と、殺菌剤として広く使われるトリ置換体化合物である。

ガイドライン値が設定されない理由	いかなるジアルキルスズに対しても、健康に基づくガイドライン値の導出を許容できるほど十分なデータが揃っていない。
評価実施日	2003
主要関連文書	WHO (2003) <i>Dialkyltins in drinking-water</i>

PVC製水道管を設置後、短期間に低濃度で浸出する可能性があるジ置換体化合物は、主として免疫毒素複合体であるが、その毒性は一般に低いと言われている。利用可能なデータが不十

分なため、個々のジアルキルスズについてガイドライン値を提示するには至っていない。

1,2-ジブロモ-3-クロロプロパン

1,2-ジブロモ-3-クロロプロパン(DBCP)(CAS No. 96-12-8)は、非常に水に溶けやすい土壌燻蒸剤である。水中のDBCPの臭味閾値は10 μ g/Lである。DBCPは処理された土壌中に生育した野菜で検出されており、空気中でも低濃度で検出されている。

ガイドライン値	0.001 mg/L(1 μ g/L)
検出状況	限られた調査によれば、飲料水中の濃度は最大で数 μ g/Lの濃度である。
ガイドライン値導出の根拠	104週間にわたる食餌投与実験による雄ラットの胃、腎臓および肝臓の腫瘍発生率のデータに線形多段階モデルを適用した。
検出下限値	0.02 μ g/L-ECD付GC
処理性	1 μ g/L-エアストリッピング-GACにより達成可能
付記	ガイドライン値1 μ g/Lは、DBCPによる生殖毒性についても安全側のはずである。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>1,2-Dibromo-3-chloropropane in drinking-water</i>

異なる系統のラットとマウスのデータから、DBCPは、経口、吸入および経皮曝露により、両性に発がん性を示すことが証明されている。また、ヒトおよび複数種の実験動物において生殖毒性を示すことが証明されている。DBCPは、多くの*in vitro*および*in vivo*実験において遺伝毒性を示した。IARCでは、動物の発がん性の十分な証拠に基づき、DBCPをグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。最近の疫学的証拠は、高濃度のDBCPによる曝露を受けたヒトにおいてがん死亡率が上昇することを示唆している。

1,2-ジブロモエタン

1,2-ジブロモエタン(二臭化エチレン)(CAS No. 106-93-4)は、テトラアルキル鉛ガソリンやアンチノック剤中の鉛吸収剤として、また、土壌、作物および果実の燻蒸剤として使われている。しかし、多くの国では、有鉛ガソリンの使用も1,2-ジブロモエタンの農業利用も段階的に廃止されているため、その使用量は大幅に減少している。現在は、一部の国でガソリン添加剤として引き続き使用されているほか、主に溶媒および化学工業での中間体として使われている。

暫定ガイドライン値	0.0004 mg/L(0.4 μ g/L) 根拠としている研究に重大な限界があるため、ガイドライン値は暫定とする。
検出状況	土壌燻蒸剤として使用したあとの地下水で、100 μ g/Lの高濃度で検出されている。
ガイドライン値導出の根拠	ラットおよびマウスに強制経口投与した場合の、胃、肝臓、肺および副腎皮質の血管肉腫と腫瘍の発生(齧歯類による104週の標準的な動物実験であるため、観察された高い初期死亡率を妥当な限り補正し、また、期待される腫瘍形

	成増加速度に合わせて修正した。)につき、線形多段階モデルを用いて計算した生涯低用量発がんリスクに相当する濃度範囲の下端値(すなわち、より控えめな推定値)。
検出下限値	0.01 μg/L—マイクロ抽出GC-MS; 0.03 μg/L—ハロゲン選択検出器付パーティラップGC; 0.8 μg/L—光イオン化および電気伝導度検出器付パーティラップキャピラリーカラムGC
処理性	0.1 μg/L—GACにより達成可能
評価実施日	2003
主要関連文書	IPCS (1995) <i>Report of the 1994 meeting of the Core Assessment Group</i> IPCS (1996) <i>1,2-Dibromoethane</i> WHO (2003) <i>1,2-Dibromoethane in drinking-water</i>

1,2-ジブロモエタンは、ラットまたはマウスに強制経口投与、飲料水混入投与、経皮投与および吸入によって曝露させた、確認された限りのすべての発がん性試験において、複数部位の腫瘍発生率の増加を引き起こした。しかし、これらの研究の多くは、初期に高い死亡率を示し、組織病理学的検討が限られていること、実験群の規模が小さいこと、または、一つの曝露レベルしかないことなどが特徴である。1,2-ジブロモエタンは、イニシエーター/プロモーター試験においては肝臓病巣のイニシエーターとして作用したが、皮膚腫瘍のイニシエーターとはならなかった。*in vivo*の結果も混じっているが、1,2-ジブロモエタンは*in vitro*試験では一貫して遺伝毒性を示した。腫瘍の誘発に当たってはおそらく、活性代謝物—DNAと結合することが証明されている—への体内変化が起きているものと思われる。利用可能なデータからは、遺伝毒性作用による腫瘍誘発機構が存在するという裏付けは得られていない。したがって、利用可能なデータからすると、1,2-ジブロモエタンは齧歯類に対して遺伝毒性を有する発がん物質であると考えられる。ヒトへの発がんの可能性に関するデータは不十分であるが、1,2-ジブロモエタンが齧歯類とヒトで同様の代謝をする可能性はある(遺伝子多型のため、ヒトでは活性代謝物の産生に違いがある可能性はあるが)。IARCでは、1,2-ジブロモエタンをグループ2A(ヒトに対しておそらく発がん性がある物質)に分類している。

ジクロロ酢酸

ジクロロ酢酸(DCA)などの塩素化酢酸は、水の塩素処理の過程で有機物から生成される。DCAは、ヒトの乳酸アシドーシス、糖尿病、および、家族性高脂血症の治療薬として使われてきた。

暫定ガイドライン値	0.05 mg/L (50 μg/L) このガイドライン値は、技術的な達成可能性に基づき暫定とする。
検出状況	地下水および地表水の配水システムで最高約100 μg/L、平均濃度は20 μg/L未満で検出されている。
ガイドライン値導出の根拠	最長2年間、最大429 mg/kg体重/日の用量に曝露した雄のマウスにおける癌腫および腺腫の組み合わせデータに線形多段階モデルを適用する。
検出下限値	0.1~0.4 μg/L未満—ECD付GC; 実用的な定量限界 1 μg/L

処理性	前駆物質を除去するための凝集プロセスの導入もしくは最適化、または塩素処理過程でのpH制御によって、濃度を低減させることができる。
	過剰生涯発がんリスク 10^{-6} の上限に関わる濃度は $40 \mu\text{g/L}$ である。しかし、場合によっては、飲料水を十分消毒し、DCA濃度を $40 \mu\text{g/L}$ 未満に保つことは不可能かもしれないので、暫定ガイドライン値 $50 \mu\text{g/L}$ が維持されている。
評価実施日	2004
主要関連文書	WHO (2005) <i>Dichloroacetic acid in drinking-water</i>

2002年IARCは、ヒトの発がん性のデータの欠如および実験動物における発がん性の十分な証拠に基づき、DCAをグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に再分類した。この分類は、主に、ラットとマウスにおける肝腫瘍の所見に基づいていた。遺伝毒性のデータは、特に低用量において、確定的でないと考えられている。DCA曝露の後に、グリコーゲン沈着、ペルオキシゾーム増殖、シグナル伝達系の変調、およびDNAの低メチル化などが認められることから、発がん性への関与の仮説が立てられてきた。しかし、特に、塩素消毒された飲料水の摂取をするヒトへ提供することを想定した非常に低いレベルの曝露においては、合理的な確かさを持ってがんの作用機序を設定するための利用可能なデータが十分ではない。投与されたマウスの肝変異病巣から3種の異なる細胞の特性が発見されたことから、最近のデータは腫瘍に至る複数の機構があるのではないかとされている。

ジクロロベンゼン(1,2-ジクロロベンゼン、1,3-ジクロロベンゼン、1,4-ジクロロベンゼン)

ジクロロベンゼン類(DCBs)は、脱臭剤、化学染料、農薬など、工業用および家庭用製品に広く使われている。ヒトへの曝露源は主に空気と食品である。

ガイドライン値	1,2-ジクロロベンゼン: 1 mg/L ($1,000 \mu\text{g/L}$) 1,4-ジクロロベンゼン: 0.3 mg/L ($300 \mu\text{g/L}$)
検出状況	水源では $10 \mu\text{g/L}$ もの高濃度で、飲料水では $3 \mu\text{g/L}$ 以下の濃度で検出されている。汚染された地下水中の濃度は、これらよりはるかに高い(最高 7 mg/L)。
TDI	1,2-ジクロロベンゼン: $429 \mu\text{g/kg}$ 体重/日-2年間にわたり毎日強制経口投与したマウスの腎臓に見られた管形成障害のNOAEL 60 mg/kg 体重/日に、不確実係数100(種間差および種内差につき)を適用。 1,4-ジクロロベンゼン: $107 \mu\text{g/kg}$ 体重/日-2年間にわたり毎日食餌投与したラットの研究で腎臓に影響が出たLOAEL 150 mg/kg 体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、NOAELの代わりにLOAELを用いたことと発がんの可能性につき10)を適用。
検出下限値	$0.01 \sim 0.25 \mu\text{g/L}$ -ECD付ガス-液体クロマトグラフ法 $3.5 \mu\text{g/L}$ -光イオン化検出器付GC
処理性	0.01 mg/L -エアストリッピングにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	1,2-ジクロロベンゼンと1,4-ジクロロベンゼンのガイドライン値は、報告されているそれぞれの最も低い味の閾値 $1 \mu\text{g/L}$ および $6 \mu\text{g/L}$ をはるかに超えている。

評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Dichlorobenzenes in drinking-water</i>
ガイドライン値が設定されない理由	1,3-ジクロロベンゼンについては、健康に基づくガイドライン値の導出を許容できるほどの十分なデータが揃っていない。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Dichlorobenzenes in drinking-water</i>

1,2-ジクロロベンゼン

1,2-DCBは、経口曝露による急性毒性は低い。経口曝露による高濃度投与では、主に肝臓と腎臓に影響を及ぼす。1,2-DCBには遺伝毒性がなく、また、齧歯類に発がん性を示すという証拠はない。

1,3-ジクロロベンゼン

1,3-DCBについては、ガイドライン値を提示するに足りる十分な毒性学的データがないが、飲料水中で検出されることは滅多にないことに留意するべきである。

1,4-ジクロロベンゼン

1,4-DCBは、急性毒性は低いが、長期曝露によりラットの腎臓腫瘍の発生と、マウスの肝細胞腺腫およびがんの発生を増大させるという証拠がある。IARCでは、1,4-DCBをグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。1,4-DCBは、遺伝毒性はなく、実験動物で観察された腫瘍誘発がヒトにも当てはまるかどうかは疑わしい。

1,1-ジクロロエタン

1,1-ジクロロエタンは、中間体や溶剤として使われている。飲料水中の1,1-ジクロロエタンの濃度が、10µg/Lに達する可能性があることを示すデータがいくつかある。地下水に対する懸念が主なものである。

ガイドライン値が設定されない理由	健康に基づくガイドライン値の導出を許容できるほど十分なデータが揃っていない。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>1,1-Dichloroethane in drinking-water</i>

1,1-ジクロロエタンは、哺乳動物によって速やかに代謝され、酢酸や各種塩素化合物となる。1,1-ジクロロエタンの急性毒性は比較的強く、その毒性に関する短期および長期研究のデータは乏しい。*in vitro*試験において、1,1-ジクロロエタンが遺伝毒性を示す証拠が若干ある。マウスやラットに対する強制経口投与による発がん性研究では、発がん性の決定的証拠は出なかったが、被験動物における血管肉腫発生率の増加が見られた。

毒性と発がん性に関するデータベースが極めて限られていることを考慮して、ガイドライン値は

提示するべきでないと結論付けられた。

1,2-ジクロロエタン

1,2-ジクロロエタンは、主に塩化ビニルやその他の化学物質製造の中間体として使用され、溶剤としても一部用いられている。1,2-ジクロロエタンは、ガソリン中の四エチル鉛の捕捉剤として使われていた。1,2-ジクロロエタンは、それを製造したり使用したりする工場からの排水を経由して地表水に混入する。廃棄物処分場に廃棄されたものが、長期間にわたって残存する場合には、地下水に混入することもある。1,2-ジクロロエタンは、都市の空気中からも検出されている。

ガイドライン値	0.03 mg/L (30 μ g/L)
検出状況	飲料水中で最高数 μ g/L の濃度で検出されている。
ガイドライン値導出の根拠	78週間にわたる強制経口投与研究において雄のラットに発生した血管肉腫に線形多段階モデルを適用。
検出下限値	0.03 μ g/L—光イオン化検出器付GC; 0.03~0.2 μ g/L—電気伝導度検出器付GC; 0.06~2.8 μ g/L—GC-MS; 5 μ g/L—水素炎イオン化検出器(FID)付GC
処理性	0.0001 mg/L—GACにより達成可能
付記	ガイドライン値0.030 mg/LはIPCS(1998年)から導出された値と同じで、リスクレベル 10^{-5} に基づく。
評価実施日	2003
主要関連文書	IPCS (1995) <i>1,2-Dichloroethane</i> , 2nd ed. IPCS (1998) <i>1,2-Dichloroethane</i> WHO (2003) <i>1,2-Dichloroethane in drinking-water</i>

IARCでは、1,2-ジクロロエタンをグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。1,2-ジクロロエタンにより、実験動物において各種の腫瘍—まれに発生する血管肉腫を含む—発生率が統計学的に有意な増加を示すことが証明されており、また、遺伝毒性の可能性も様々な証拠により示唆されている。経口曝露した動物における1,2-ジクロロエタンの毒性標的は、免疫システム、中枢神経系、肝臓および腎臓などである。データによれば、1,2-ジクロロエタンの作用は吸入した場合の方が低い。

1,1-ジクロロエチレン

1,1-ジクロロエチレン、別名塩化ビニリデンは、主にポリ塩化ビニル共重合体生産時のモノマー(単量体)として、また、その他の有機化学物質合成時の中間体として使われている。ときに、飲料水の汚染物質となることがあり、通常は他の塩素化炭化水素とともに検出される。食品中の濃度についてのデータはないが、空気中の濃度は、一部の製造現場を除けば一般に $40\text{ng}/\text{m}^3$ 以下である。1,1-ジクロロエチレンは、地下水源由来の処理済み飲料水における検出濃度の中央値が $0.28\sim 1.2\ \mu\text{g}/\text{L}$ 、公共飲料水供給での検出濃度が最高 $0.5\ \mu\text{g}/\text{L}$ である。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生する。
------------------	-------------------------------------

評価実施日	2004
主要関連文書	IPCS (2003) <i>1,1-Dichloroethene (vinylidene chloride)</i> WHO (2005) <i>1,1-Dichloroethene in drinking-water</i>

1,1-ジクロロエチレンは中枢神経系の機能抑制剤で、職業曝露を受けるヒトにおいて肝臓および腎臓毒性を示すことがある。実験動物においても、肝臓や腎臓に障害を引き起こす。IARCでは、1,1-ジクロロエチレンをグループ3(ヒトに対して発がん性による分類ができない物質)に分類している。多くの*in vitro*試験で遺伝毒性が見られているが、*in vivo*での優性致死および小核試験においては陽性作用を示さなかった。マウスの吸入実験において腎臓腫瘍を誘発させた例が1例あるが、飲料水に混入して与えた数例を含め、他の研究において発がん性は見られなかった。

140 µg/L(四捨五入の値)という健康に基づく値は、0.046 mg/kg体重のTDIに基づいて計算することができる。雌のマウスにおける、重要な影響が肝細胞中間帯の最小限の脂肪変化の研究でのベンチマーク用量(BMD)アプローチより導出された。しかし、この値は、通常飲料水中でみられる1,1-ジクロロエチレンの濃度に比べて著しく高い。したがって、飲料水中における1,1-ジクロロエチレンの公式ガイドライン値は不要と考えられる。

1,2-ジクロロエチレン

1,2-ジクロロエチレンは、*cis*異性体または*trans*異性体の形態で存在する。水質汚染物質として検出されることが多いのは*cis*異性体の方である。排水中や嫌気性の地下水中の不飽和ハロゲン炭化水素の代謝物であるこの2つの異性体の存在は、例えば塩化ビニルのような他の有機塩素化合物が、同時に存在していることを示している可能性がある。したがって、これらの異性体が存在しているということは、より徹底した監視を行う必要があることを意味するものである。食品からの曝露に関するデータはない。空気中の濃度は低く、製造現場付近では高くなるがそれでもµg/m³レベルである。*cis*異性体は、かつては麻酔薬として使用されていた。

ガイドライン値	0.05 mg/L(50 µg/L)
検出状況	地下水源に由来する飲料水から、最高120 µg/Lの濃度で検出されている。
TDI	17 µg/kg体重/日—飲料水に <i>trans</i> -1,2-ジクロロエチレンを混ぜてマウスに投与した2年間の研究によるNOAEL(血清中のアルカリフォスファターゼレベルの増加と胸腺重量の増加)17 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、実験が短期間であることにつき10)を適用。
検出下限値	0.17 µg/L—GC-MS
処理性	0.01mg/L—GACまたはエアストリッピングにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	<i>trans</i> 異性体の方が <i>cis</i> 異性体よりも低用量で毒性が発現すること、および、ラットよりマウスの方が感受性が高いことから、 <i>trans</i> 異性体のデータを基に両異性体を合わせたガイドライン値を算出した。
評価実施日	1993

主要関連文書

WHO (2003) *1,2-Dichloroethene in drinking-water*

1,2-ジクロロエチレンの吸収、分布または排泄については、ほとんど情報がない。しかし、1,1-ジクロロエチレンとの類似性からみて、容易に吸収され、主に肝臓、腎臓および肺に分布し、速やかに排泄されると考えられる。*cis*異性体は、*in vitro*系では*trans*異性体よりも急速に代謝される。両異性体とも、齧歯類において血清中のアルカリフォスファターゼレベルを増加させると報告されている。マウスに、飲料水に*trans*異性体を加えて3ヶ月与えた実験によれば、血清中のアルカリフォスファターゼが増加し、胸腺と肺の重量が減少したと報告されている。一時的な免疫学的影響があるとの報告もあるが、その毒物学的重大性は不明である。*trans*異性体もラットの腎臓重量を減少させたが、*cis*異性体よりも高投与量を必要とした。*cis*異性体のラットに対する毒性研究は1例だけあり、*trans*異性体がマウスに誘発させるのと同程度の毒性がみられたが、*cis*異性体よりも高い投与量が必要であった。両異性体とも遺伝毒性を有している可能性があることを示唆するデータが若干ある。発がん性に関しては情報がない。

ジクロロメタン

ジクロロメタン(塩化メチレン)は、溶剤として、コーヒーのカフェイン除去、塗料の剥離などの幅広い用途に利用されている。飲料水による曝露量は、他の経路と比べると少ないようである。

ガイドライン値	0.02 mg/L (20 μ g/L)
検出状況	地表水の試料から0.1～743 μ g/Lの濃度で検出されている。揮発が限られているため、地下水中の濃度の方が高いのが普通で、3,600 μ g/Lという報告もある。飲料水中の平均濃度は0.1 μ g/L以下である。
TDI	6 μ g/kg体重/日ーラットを用いた2年間の飲水実験による肝毒性への影響のNOAEL6 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、発がんの可能性につき10)を適用。
検出下限値	0.3 μ g/LーパージトラップMS付きGC(ジクロロメタンの蒸気は本手法では容易にチューブを通過することに注意)
処理性	20 μ g/Lーエアストリッピングにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Dichloromethane in drinking-water</i>

ジクロロメタンの急性毒性は低い。マウスによる吸入実験では、決定的な発がん性の証拠が示されたが、ラットやマウスによる飲水実験では、その可能性を示唆する証拠が得られているにすぎない。IARCでは、ジクロロメタンをグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。しかし、証拠から見て、ジクロロメタンは遺伝毒性を有する発がん物質ではなく、*in vivo*において有意な量の遺伝毒性のある代謝物が形成されることもないと考えられる。

1,2-ジクロロプロパン

1,2-ジクロロプロパン(1,1-DCP) (CAS No.78-87-5)は、作物および土壌の燻蒸殺虫剤やスカシバガを制御する殺虫剤として使われている。また、テトラクロロエチレンその他の塩素化化合物の製造の中間体としてや、溶剤としても使用されている。1,2-DCPは、比較的加水分解されにくく、土壌にほとんど吸着されず、地下水へ移動することがある。

暫定ガイドライン値	0.04 mg/L(40 μg/L) 毒性に関するデータベースが限られているため、ガイドライン値は暫定とする。
検出状況	通常、地下水および飲料水で20 μg/L以下の濃度で検出されるが、井戸水で440 μg/Lという測定例がある。
TDI	14 μg/kg体重/日—雄のラットを用いた13週間の実験における血液学的指標の変化のLOAEL 71.4 mg/kg体重/日(100 mg/kg体重/日、毎日の投与へ調整)に、不確実係数5,000(種間差および種内差につき100、LOAELを用いたことにつき10、 <i>in vivo</i> の遺伝毒性に関して限られたデータしかないこと、亜慢性研究の結果を使用していることなど、データベースが限られていることにつき5)を適用。
検出下限値	0.02 μg/L—電気伝導度検出器付パージトラップGCまたはGC-MS
処理性	1 μg/L—GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	1998
主要関連文書	WHO (2003) <i>1,2-Dichloropropane (1,2-DCP) in drinking-water</i>

IARC では、1986年と1987年に1,2-DCPの評価を実施している。実験動物における発がん性の証拠が限られていること、ヒトに対する発がん性の評価に使えるデータが不十分であることから、1,2-DCPはグループ3(ヒトに対して発がん性による分類ができない物質)に分類された。変異原性の*in vitro*試験では、陽性、陰性両方の結果が出ている。*in vivo*試験では陰性であったが、実験数も実験計画も限られている。IARCの評価と同じく、マウスやラットの発がん性に関する長期研究から得られた証拠は限られていると考えられ、1,2-DCPの毒性評価については閾値によるアプローチが適切であると結論付けられた。

1,3-ジクロロプロパン

1,3-ジクロロプロパン(CAS No.142-28-9)にはいくつかの工業用途があり、また、1,3-ジクロロプロパンを含む土壌燻蒸剤に不純物として含まれている。1,3-ジクロロプロパンが水で検出されることはまれである。

ガイドライン値が設定されない理由	健康に基づくガイドライン値の導出を許容できるほど十分なデータが揃っていない。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>1,3-Dichloropropane in drinking-water</i>

1,3-ジクロロプロパンの急性毒性は低い。1,3-ジクロロプロパンが、細菌に遺伝毒性があることを示唆する結果がある。飲料水経由の曝露に係る短期、長期、生殖または発生毒性に関するデータを示した文献は見当たらない。現時点で利用可能なデータだけでは、ガイドライン値を勧告するには不十分と考えられる。

1,3-ジクロロプロペン

1,3-ジクロロプロペン (CAS No. 542-75-6 異性体混合物 ; 同 10061-01-5 *cis* 異性体 ; 同 10061-02-6 *trans* 異性体) は、土壤燻蒸剤であり、市販品は *cis*、*trans* の両異性体の混合物である。土壤中の多種類の害虫、特に砂質土壤中の線虫類の駆除に使用されている。蒸気圧が非常に高いにもかかわらず、g/Lレベルの濃度で水に溶けるので、水質汚染物質になり得ると考えられる。

ガイドライン値	0.02 mg/L (20 μ g/L)
検出状況	地表水および地下水で、数 μ g/L の濃度で検出されている。
ガイドライン値導出の根拠	2年間の強制経口投与で雌のマウスに発生した肺および膀胱の腫瘍に線形多段モデルを適用して算出。
検出下限値	<i>cis</i> 異性体 0.34 μ g/L、 <i>trans</i> 異性体 0.20 μ g/L - 電気伝導度検出器付パージトラップ充填カラムGC
処理性	水中からの除去に関する情報はない。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>1,3-Dichloropropene in drinking-water</i>

1,3-ジクロロプロペンは直接作用する変異原物質で、ラットやマウスでの長期強制経口投与試験では、前胃に腫瘍を誘発させることが示されている。腫瘍は、雌のマウスの膀胱と肺および雄のラットの肝臓にも見られた。ラットによる長期吸入試験では陰性であったが、マウスによる吸入試験では肺に良性腫瘍が認められた。IARCでは、1,3-ジクロロプロペンをグループ2B (ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質) に分類している。

ジクロルプロップ

ジクロルプロップ (2,4-DP) (CAS No. 120-36-5) を含むクロロフェノキシ系除草剤の分解半減期は、環境中では数日のオーダーである。クロロフェノキシ系除草剤が食品で検出されることは余りない。

ガイドライン値	0.1 mg/L (100 μ g/L)
検出状況	クロロフェノキシ系除草剤が飲料水で検出されることは余りない。検出される場合でも通常は数 μ g/L 以下である。
TDI	36.4 μ g/kg体重 - ラットを用いた2年間の食餌投与と実験における腎臓毒性に関する3.64 mg/kg体重/日のNOAELに、不確実係数100 (種間差および種内差に

飲料水水質ガイドライン

	つき)を適用。
検出下限値	1 µg/L~1 mg/L-ECDまたはUV検出器を備えた、溶媒抽出GCによる分離、ガス-液体クロマトグラフ法、薄層クロマトグラフ法またはHPLCなど、クロロフェノキシ系除草剤の検出によく使われる方法
処理性	水からの除去に関する情報はみつからない
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water</i>

IARCでは、クロロフェノキシ系除草剤をグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。しかし、ヒトや実験動物を対象とした曝露研究データで利用可能なものからだけでは、特定のクロロフェノキシ系除草剤のヒトへの発がんの可能性を評価することはできない。したがって、これらの化合物の飲料水中のガイドライン値は、他の毒性影響についての閾値アプローチに基づいている。ラットによる3ヶ月の食餌試験では、わずかな肝臓肥大が認められ、また、2年間の試験では、肝細胞の膨張、軽い貧血、腎臓の褐色色素の増加(おそらくは管状上皮がわずかに退化している徴候)、ならびに、尿比重およびたんぱく質の減少が認められた。

アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル

アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル(DEHA)は、主としてポリ塩化ビニル(PVC)などの合成樹脂の可塑剤として使用されている。地表水や飲料水でDEHAが検出されたとの報告はまれであるが、ときにDEHAが飲料水で数µg/Lの濃度で検出されることがある。DEHAはPVCフィルムに使われているため、ヒトの最も重要な曝露源は食品である(最大20mg/日)。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生する。
評価実施日	2003
主要関連文書	WHO (2003) <i>D(2-ethylhexyl)adipate in drinking-water</i>

DEHAの短期毒性は低いが、食餌投与濃度が6,000mg/kgを超えると、齧歯類の肝臓のペルオキシソームの増加を誘発させる。この影響は、しばしば肝腫瘍の発生と関係がある。DEHAは非常に高い投与量で雌のマウスに肝臓がんを誘発させるが、雄のマウスまたはラットでは誘発させない。遺伝毒性はない。IARCでは、DEHAをグループ3(ヒトに対して発がん性による分類ができない物質)に分類している。

ラットの胎児に対する毒性に基づくTDI 280 µg/kg体重/日の1%を飲料水に割り当てて算出すると、DEHAの健康に基づく値は80 µg/Lとなる。しかし、DEHAの存在濃度は健康への影響が懸念される濃度よりはるかに低いので、公式のガイドライン値を導出する必要があるとは考えられな

い。

フタル酸ジ-2-エチルヘキシル

フタル酸ジ-2-エチルヘキシル (DEHP) は、主に可塑剤として使用されている。DEHPを含む製品は多岐にわたるため、曝露量は人によって大きく異なると考えられる。一般に、食品が主な曝露源であろう。

ガイドライン値	0.008 mg/L (8 μ g/L)
検出状況	地表水、地下水および飲料水で数 μ g/Lの濃度で検出されている。汚染された地表水および地下水で、数百 μ g/Lの濃度で検出されたという報告がある。
TDI	25 μ g/kg体重/日—ラットの肝臓のペルオキシソームの増加に関するNOAEL 2.5 mg/kg体重/日に、種間差および種内差についての不確実係数100を適用。
検出下限値	0.1 μ g/L—GC-MS
処理性	水からの除去に関する情報はみつからない
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの1% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	試料の採取や調整の際の二次汚染が考えられるため、環境水試料に関する一部のデータの信頼性には疑問がある。溶解度の10倍を超える濃度が検出されたという報告がある。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>D(2-ethylhexyl)phthalate in drinking-water</i>

ラットの場合、DEHPは消化管から容易に吸収される。霊長類(ヒトを含む)では、摂取後の吸収率はずっと低い。代謝機構にも種による違いが認められる。多くの種では、主として尿中の抱合モノエステルとして排泄される。しかし、ラットでは大部分が最終酸化物として排泄される。DEHPは体内に広く分布しており、肝臓や脂肪組織に高濃度で存在するが、有意な蓄積は見られない。経口による急性毒性は低い。短期毒性研究において見られた顕著な影響は、肝臓のペルオキシソームの増加であり、ペルオキシソーム酵素活性の増加と病理変化に現れていた。利用可能なデータによれば、この影響に関しては、ヒトを含む霊長類の方が齧歯類に比べてはるかに感受性が低い。長期間の経口発がん性試験では、ラットとマウスに肝細胞がんの誘発が見られた。IARCでは、DEHPはヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質(グループ2B)と結論付けている。JECFAでは1988年にDEHPについて評価し、食品中のDEHPに対するヒトの曝露量を、可能な限り最小のレベルにするべきであると勧告した。JECFAは、別の可塑剤を使用するか、DEHPを含むプラスチック材料に代わるものを使用するのが有効な方法ではないかとした。多くの*in vitro*および*in vivo*の研究によれば、DEHPとその代謝物に遺伝毒性があるという証拠はないが、染色体異数および細胞形質転換の誘発作用は認められている。

ジメエート

ジメエート(CAS No. 60-51-5)は、農業で多種類の害虫の制御に使われ、また、イエバエの駆除にも使用される有機リン系殺虫剤である。半減期は18時間から8週間で、水中には残留しないと考えられるが、pH2～7で比較的安定している。食品からの一日当たり総摂取量は0.001 μ g/kg体重と推定されている。

ガイドライン値	0.006 mg/L (6 μ g/L)
検出状況	カナダで個人の井戸から微量で検出されたが、カナダの地表水および水道水の調査では検出されていない。
ADI	0～0.002 mg/kg体重/日—ラットによる発生毒性研究での生殖能に関する見かけ上のNOAEL 1.2 mg/kg体重/日に、不確実係数500(種間差、種内差につき100、NOAELがLOAELであるかも知れないことを考慮して5)を適用。
評価実施日	2003
関連文書	FAO/WHO (1997) <i>Pesticide residues in food—1996 evaluations</i> WHO (2003) <i>Dimethoate in drinking-water</i>

ヒトのボランティアを対象とした研究では、ジメエートは、コリンエステラーゼを抑制し、皮膚を刺激する効果を示した。齧歯類に対して発がん性はない。JMPRでは、*in vitro*試験ではジメエートには変異原性があるが、この可能性は*in vivo*試験では見られないと結論付けられた。ラットの発生毒性に関する数世代研究では、NOAELは1.2mg/kg体重/日とされたが、それ以下の用量でも生殖能力に影響を及ぼす事例がある。生殖能力に及ぼす影響が、コリンエステラーゼ抑制の副次的な効果であるかどうかを評価できるデータは入手できなかった。JMPRでは、ヒトにおける作用点(生殖能力)の評価が行われていないため、ボランティアによる研究結果をADIの根拠とするのは妥当でないとされた。オメエートが主な残留物であると確定された場合には、ジメエートの残留物と分析の定期的な見直しを完了した上で、ジメエートの毒性の再評価が必要であると示唆された。

1,4-ジオキサン

1,4-ジオキサンは塩素系溶剤の安定剤として、また、樹脂、油、およびワックス、農業および生化学での中間生成物、ならびに接着剤、シール材、化粧品、医薬品、ゴム薬品、ならびに表面被覆の溶剤として使われている。

ガイドライン値	0.05 mg/L (50 μ g/L)
検出状況	地表水にて最高40 μ g/L、地下水に最高80 μ g/Lの濃度で測定されたことがある。
TDI	16 μ g/kg体重—不確実係数1,000(種間差、種内差につき100、そして、遺伝毒性を有する発がん性につき10)を使い、ラットの長期間にわたる飲料水の研究にて観察された肝腫瘍に対する16 mg/kg体重/日のNOAELに基づく。
ガイドライン値の導出	・ 水への割り当て TDIの10%

	・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
発がん性に基づくガイドライン値 導出の根拠	ラットにおける飲料水による肝腫瘍の研究のためのデータに線形多段階モデルを適用
検出下限値	0.1~50 µg/L—GC-MS
処理性	従来の浄水処理プロセスを使っでは除去されない。生物活性炭処理により効果的に除去される。
付記	TDIアプローチ(1,4-ジオキサンは低用量ではヒトに対して遺伝毒性はないと仮定)および線形多段階モデリング(なぜなら、この化合物は明らかに様々な器官で複数の腫瘍を誘発するため)により同様なガイドライン値が導出された。
評価実施日	2004
主要関連文書	WHO (2005) <i>1,4-Dioxane in drinking-water</i>

長期にわたる経口投与によるほとんどの研究において、1,4-ジオキサンは齧歯類にて肝腫瘍や鼻腔腫瘍を引き起こした。高い用量を与えられたラットにおいて、腹膜、皮膚、および乳腺の腫瘍も認められた。特に、腹腔内投与後に肺腫瘍が検出された。労働者のコホート研究ではがんによる死亡率のいかなる上昇も見られなかったが、死亡率比較研究において、肝臓がん発生率の著しい増加が発見された。しかし、試料数が少ない、または曝露データの欠如などの理由で、この事例はヒトの発がん性評価には不十分である。1,4-ジオキサンの弱い遺伝毒性の可能性が示唆されている。IARCは1,4-ジオキサンをグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。

ジクワット

ジクワット(CAS No. 2764-72-9)は、非選択的接触性除草剤および作物乾燥剤である。ジクワットは、池、湖沼、灌漑用水路の浮遊性または沈水性水生植物の除草剤としても、1mg/L以下の濃度で使用される。水中での急速な分解や堆積物への強い吸着のため、ジクワットが飲料水で検出されることはまれである。

ガイドライン値が設定されない理由	池、湖沼、灌漑用水路の浮遊性または沈水性水生植物の除草剤として使用されることがあるが、飲料水で検出されることはまれである。
評価実施日	2003
主要関連文書	FAO/WHO (1994) <i>Pesticide residues in food—1993 evaluations</i> WHO (2003) <i>Diquat in drinking-water</i>

ジクワットに、発がん性もしくは遺伝毒性があるとは考えられない。実験動物に見られる主な毒性は、白内障の発生である。ラットを用いた2年間の研究での、2番目に高い投与量の場合における白内障発生についてのジクワットイオンのADI 0~0.002 mg/kg体重/日に基づき、その健康に基づく値6µg/Lが算出され得る。しかし、ジクワットが飲料水で検出されることはまれにしかないので、

公式のガイドライン値を導出する必要があるとは考えられない。水中でのジクワットの検出下限値が1μg/Lで、実用的な定量下限値が約10 μg/Lであることも留意しておくべきである。

エチレンジアミン四酢酸

EDTAとしても知られるエチレンジアミン四酢酸へのヒトの曝露は、食品添加物、薬品、ならびに化粧品および衛生用品への、エチレンジアミン四酢酸の使用により直接生ずる。飲料水を通してのEDTA曝露量は、他の曝露源に比べると、おそらく非常に低い。EDTAが水環境中に存在する場合、その形態は、水質や、結合する微量金属の存在によって異なる。下水処理場での生物分解による都市下水からのEDTAの除去は、ごく限られている。

ガイドライン値	EDTA（遊離酸として）:0.6 mg/L(600 g/L)
検出状況	地表水では通常70 μg/L以下の濃度で検出されるが、より高い濃度(900 μg/L)での検出報告もある。地表水を原水とする飲料水では、10～30 μg/Lの濃度で検出されている。
ADI	遊離酸として0～1.9 mg/kg体重/日(JECFAによる食品添加物としてのエチレンジアミン四酢酸カルシウム二ナトリウムのADIは0～2.5 mg/kg体重)
検出下限値	1 μg/L—電位差溶出分析
処理性	0.01 mg/L—GAC+オゾン処理
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て ADIの上限値の1% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	EDTAが亜鉛と錯体を形成し得ることと、その結果、利用可能な亜鉛が欠乏することについての懸念が表明されている。しかし、このことが重大となるのは、環境中で認められる濃度よりはるかに高い濃度の場合に限られる。
評価実施日	1998
主要関連文書	WHO (2003) <i>Edetic acid (EDTA) in drinking-water</i>

エチレンジアミン四酢酸カルシウム二ナトリウムは、消化管からは余り吸収されない。EDTAの長期毒性は、必須金属と毒性金属との錯体形成能があることから複雑である。利用可能な毒性学的研究によれば、EDTAの持つ見かけ上の毒性影響の原因は、実は錯体形成の結果生じる亜鉛欠乏である。EDTAは、実験動物においては催奇形性や発がん性を示さないようである。EDTAは、広く金属中毒の治療に用いられてきた臨床実績があり、このことがヒトに対する安全性を証明している。

エンドスルファン

エンドスルファン(CAS No. 115-29-7)は、果実、野菜および茶や、食用以外の作物ではタバコおよび綿などの害虫駆除用として、世界中の国で使用されている殺虫剤である。エンドスルファンは、農業用だけでなく、ツエツエバエの駆除、木の防腐剤として、あるいは、庭の害虫駆除にも使われている。エンドスルファンによる水環境汚染が広範囲に広がっているとは思われないが、エンドスルファンは農業排水や、その製造および調合が行われている工業地域の河川のほか、米国

の有害廃棄物処分場から採取した地表水と地下水の試料からも検出されている。米国の地表水試料中の濃度は、通常1 µg/L以下である。一般人にとっての主な曝露源は食品であるが、通常、その残留濃度はFAO/WHO残留物最大限界濃度より十分に低い。一般人にとってのエンドスルファンへのもう一つの重要な曝露経路は、タバコ製品の使用である。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生する。
評価実施日	2003
主要関連文書	FAO/WHO (1999) <i>Pesticide residues in food—1998 evaluations</i> WHO (2003) <i>Endosulfan in drinking-water</i>

JMPRでは、エンドスルファンに遺伝毒性はないと結論付けており、マウスおよびラットを用いた長期試験では発がん作用は認められていない。毒性の標的器官は腎臓である。最近のいくつかの研究によれば、エンドスルファンは単独で、あるいは他の農薬とともに、エストロゲン受容体と結びついたり内分泌系を攪乱させたりする可能性が示されている。ラットを用いた2年間の食餌による毒性研究でのADI 0~0.006 mg/kg体重/日をもとに、マウスを用いた78週間の研究、イヌを用いた1年間の研究およびラットの発生毒性研究を補完データとして、エンドスルファンの健康に基づく値20µg/Lが算出される。しかし、健康への影響が懸念される濃度より十分に低いため、公式なガイドライン値を導出する必要はないと考えられる。

エンドリン

エンドリン(CAS No. 72-20-8)は、葉作物につく多種類の害虫の殺虫剤として広く使用されている。現在、エンドリンはほとんど使われていない。エンドリンは、殺鼠剤としても使われている。食品中に少量のエンドリンが存在することがあるが、食品からの総摂取量は著しく減少している。

ガイドライン値	0.0006 mg/L(0.6 µg/L)
検出状況	いくつかの国の飲料水供給で、微量のエンドリンが検出されている。
PTDI	0.2 µg/kg体重/日—イヌを用いた2年間の研究によるNOAEL 0.025 mg/kg体重/日に、種間差および種内差につき不確実係数100を適用。
検出下限値	0.002 µg/L—ECD付GC
処理性	0.2 µg/L—GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て PTDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
	エンドリンは、残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約で位置付けられている。そのため、飲料水ガイドラインに定める以外の監視が行われる場合がある。
評価実施日	2003
主要関連文書	FAO/WHO (1995) <i>Pesticide residues in food—1994 evaluations</i> IPCS (1992) <i>Endrin</i> WHO (2003) <i>Endrin in drinking-water</i>

エンドリンがヒトに対する発がん物質であるかどうかを示すには、毒性データが不十分である。エンドリンが作用する主な部位は中枢神経系である。

エピクロロヒドリン

エピクロロヒドリン (ECH) は、グリセロール、非変性エポキシ樹脂ならびに水処理用凝集剤ポリマーおよびイオン交換樹脂の製造に使用されている。食品や飲料水中での存在に関する定量的なデータはない。エピクロロヒドリンは水中でゆっくり加水分解される。

暫定ガイドライン値	0.0004 mg/L (0.4 μg/L)
検出状況	エピクロロヒドリンの毒性に不確実性があること、およびガイドライン値の導出に用いた不確実係数が大きいことから、ガイドライン値は暫定とする。 定量的なデータはない。
TDI	0.14 μg/kg体重/日—ラットを用いた2年間の強制経口投与研究で観察された前胃肥厚についてのLOAEL 2 mg/kg体重/日に基づき、毎日投与データを調整した上で、不確実係数10,000 (種間差および種内差につき100、NOAELの代わりにLOAELを用いることにつき10、発がん性につき10) を適用。
検出下限値	0.01 μg/L—ECD付GC; 0.1 μg/Lおよび0.5 μg/L—GC-MS; 10 μg/L—FID付GC
処理性	通常の処理プロセスではエピクロロヒドリンは除去されない。エピクロロヒドリンの飲料水中の濃度は、ポリアミン系凝集剤中のエピクロロヒドリン含有率かその注入率、または、これらの両者を制限することにより制御できる。
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	エピクロロヒドリンは遺伝毒性のある発がん物質であるが、腫瘍発生部位はエピクロロヒドリンにより強く刺激を受ける投与箇所だけであることから、発がんリスクの推定に線形多段モデルを適用するのは適当ではないと考えられた。
評価実施日	2003
主要関連文書	WHO (2003) <i>Epichlorohydrin in drinking-water</i>

エピクロロヒドリンは、経口、吸入または皮膚からの曝露によって迅速かつ広範囲に吸収される。エピクロロヒドリンは、細胞の構成要素と容易に結合する。主な毒性影響は、局所的な刺激と中枢神経系の損傷である。吸入により鼻腔に扁平上皮細胞がん腫を、経口摂取によって前胃に腫瘍を誘発させる。*in vitro*および*in vivo*試験において遺伝毒性があることが示されている。IARCでは、エピクロロヒドリンをグループ2A (ヒトに対しておそらく発がん性がある物質) に分類している。

エチルベンゼン

環境中のエチルベンゼンの主な発生源は、石油産業と石油製品の使用である。その物理的および化学的特性からみて、環境中のエチルベンゼンの96%以上は空気中に存在すると考えられる。空気中の濃度として最高26 μg/m³が報告されている。エチルベンゼンは、地表水、地下水、飲料水および食品でも微量で検出されている。

ガイドライン値	0.3 mg/L (300 μ g/L)
検出状況	飲料水中の濃度は通常1 μ g/L以下。点発生源により汚染された地下水で、最高濃度300 μ g/Lの報告がある。
TDI	97.1 μ g/kg体重/日-ラットを用いた限定された6ヶ月間の短期研究でみられた肝毒性と腎毒性についてのNOAEL 136 mg/kg体重/日に基づき、毎日投与データを調節した上で不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、データが限られていることと実験期間が短いことにつき10)を適用。
検出下限値	0.002~0.005 μ g/L-光イオン化検出器付GC、0.03~0.06 μ g/L-GC-MS
処理性	0.001 mg/L-エアストリッピングにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	ガイドライン値は、報告されている飲料水中のエチルベンゼンの最も低い臭気閾値(0.002 mg/L)を超えている。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Ethylbenzene in drinking-water</i>

エチルベンゼンは、経口、吸入または皮膚からの曝露によって迅速に吸収される。ヒトの場合は、脂肪に貯留されるという報告がある。エチルベンゼンはほぼ完全に溶解性代謝物に転換され、尿中に速やかに排泄される。急性経口毒性は低い。催奇形性に関するデータは限られており、明確な結論を引き出すことはできない。生殖毒性、長期毒性および発がん性に関するデータは見当たらない。*in vivo*、*in vitro*のいずれにおいても、エチルベンゼンが遺伝毒性を有しているという証拠はない。

フェントロチオン

フェントロチオン(CAS No. 122-14-5)は、農業で米、作物、果実、野菜、貯蔵作物および綿につく害虫の制御に、ならびに、森林地帯において主に使用されている。フェントロチオンは、公衆衛生プログラムおよび屋内でのハエ、蚊およびゴキブリの駆除にも使用されている。フェントロチオンは、日光または微生物による分解を受けない場合に限り、水中で安定である。土壌中での主な分解経路は生物分解であるが、光分解の可能性もある。青虫(spruce budworm)噴霧駆除中に水から検出された残留フェントロチオンは、低濃度(最高1.30 μ g/L)であった。森林の青虫噴霧駆除後に採取した試料水には、検出可能な量のフェントロチオンは含まれていなかった。噴霧後の試料中の濃度は0.01 μ g/L未満であった。果実、野菜および作物中の残留フェントロチオンは、処理後速やかに減少し、その半減期は1~2日間である。フェントロチオンの摂取源は、主に(95%)食品と考えられる。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生する。
評価実施日	2003

主要関連文書	FAO/WHO (2001) <i>Pesticide residues in food—2000 evaluations</i> WHO (2003) <i>Fenitrothion in drinking-water</i>
--------	---

JMPRでは、適切な範囲を設定した*in vitro*および*in vivo*試験に基づき、フェントロチオンが遺伝毒性を有している可能性はおそくないと結論付けた。ヒトに対する発がんリスクも、おそくないと結論付けられた。長期毒性研究においてすべての種にみられた主な毒性は、コリンエステラーゼ活性の抑制によるものである。ラットの2年間の毒性研究における脳と赤血球のコリンエステラーゼ活性の抑制についてのNOAEL 0.5 mg/kg体重/日をもとに、ラットの3ヶ月間の視覚毒性研究から得られた脳と赤血球のコリンエステラーゼ活性の抑制についてのNOAEL 0.57 mg/kg体重/日およびラットにおける発生毒性研究での食餌摂取量と体重増加率の減少についてのNOAEL 0.65 mg/kg体重/日を補完データとして得られたADI 0~0.005 mg/kg体重/日に基づき、ADIの上限値の5%を飲料水に割り当てることによって、フェントロチオンの健康に基づくガイドライン値8 µg/Lが計算される。しかし、フェントロチオンの存在濃度は健康への影響が懸念される濃度より十分に低いため、公式なガイドライン値を導出する必要はないと考えられる。

フェノプロップ

フェノプロップ (CAS No.93-72-1)は2,4,5-トリクロロフェノキシプロピオン酸または2,4,5-TPとしても知られているが、これを含むクロロフェノキシ系除草剤の環境中での分解による半減期は、数日間のオーダーである。クロロフェノキシ系除草剤が食品で検出されることは余りない。

ガイドライン値	0.009 mg/L (9 µg/L)
検出状況	クロロフェノキシ系除草剤が飲料水で検出されることは余りない。検出される場合でも、通常は数µg/L以下の濃度。
TDI	3 µg/kg体重/日—2年間にわたってイヌに食餌に混ぜてフェノプロップを投与した場合の肝臓への悪影響のNOAEL 0.9 mg/kg体重/日に、不確実係数300 (種間差および種内差につき100、データが限られていることにつき3)を適用。
検出下限値	0.2 µg/L—ECD付充填またはキャピラリーカラムGC
処理性	0.001 mg/L—GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water</i>

IARCでは、クロロフェノキシ系除草剤をグループ2B (ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。しかし、曝露を受けたヒトや実験動物における利用可能な研究データからは、特定のクロロフェノキシ系除草剤のヒトへの発がんの可能性を評価することはできない。したがって、これらの化合物に関する飲料水ガイドラインは、他の毒性評価に関する閾値アプローチに基づくものである。イヌの餌にフェノプロップを混ぜて与えた長期研究の一例では、肝細胞の緩

やかな変性と壊死および繊維芽細胞の増加が、また、別の例では、肝臓の重大な病理的变化が見られた。ラットを用いた2例の長期食餌研究では、腎臓重量の増加が観察された。

フッ素¹¹

フッ素は地殻に広く分布するありふれた元素であり、蛍石、氷晶石、フッ素リン灰石などの多くの鉱物にフッ素として存在する。微量のフッ素は色々な種類の水、とくに地下水中には、しばしば、より高い濃度で存在する。フッ素を含む鉱物が豊富な地域において、それよりはるかに高い濃度で見つかる可能性はあるが、井戸水は1リットル当たり約10 mgにも及ぶフッ素を含むかもしれない。高いフッ素濃度は、世界の多くの場所、特にインド、中国、中央アフリカおよび南アメリカの各地で見つけることができるが、高い濃度は世界のほとんどの場所で局所的に見つかる可能性がある。ほとんど全ての食料品は少なくとも微量のフッ素元素を含む。野菜は全てフッ素を含み、それは土壌や水から吸収される。特に茶葉は高濃度のフッ素を含む可能性があり、乾燥した茶葉の濃度は平均 100 mg/kgである。

フッ素は、特に砂糖の摂取が高い地域で、う歯に対する歯科用薬剤として広く使われている。これらは、タブレット、洗口剤、練歯磨、ワニス、または局所的に適用するゲル剤という形態があり得る。いくつかの国では、う歯に対する保護を提供するため、フッ素が食卓塩または飲料水に添加されることもある。最終濃度が通常0.5と1 mg/Lの間になるような量が飲料水に添加される。自然に由来するか人工的なフッ素処理かに関わらず、最終的な水の中のフッ素は常にフッ素イオンとして存在する。

日常のフッ素の曝露は地域により顕著に異なる可能性がある。これは、飲料水中のフッ素の濃度、飲用した量、食料品中の濃度、および、フッ素を添加した歯科用薬剤の使用に依存する。さらに、磚茶(たん茶)の消費やフッ素を多く含む石炭を使った調理や食品の乾燥などの、様々な習慣の結果として、フッ素曝露が著しく高い地域がある。

ガイドライン値	1.5 mg/L (1,500 µg/L)
検出状況	地下水中の濃度は流水が通過する岩の種類によって異なるが、通常10 mg/Lを超えることはない。自然界での最大濃度としては2,800 mg/Lの報告がある。
ガイドライン値の導出	この値より高い濃度では歯のフッ素症の発症リスクが高くなりさらに濃度が高くなるにつれ、骨フッ素症の発症リスクも高くなるという疫学的証拠がある。このガイドライン値は水道でのフッ素添加の推奨値(通常0.5~1.0 mg/L)より高い。
検出下限値	0.01 mg/Lーイオンクロマトグラフ法; 0.1 mg/Lーイオン選択電極またはスルホフェニルアゾジヒドロキシナフタレンジルスルホン酸比色法
処理性	1 mg/Lー活性アルミナ(「通常」の処理プロセスではないが、装置の設置が比較的簡単なる過)により達成可能

¹¹フッ素は、天然水に含まれることのある、健康に対し大きな問題のある化学物質の一つなので、その化学物質ファクトシートは拡張されている。

飲料水水質ガイドライン

付記	フッ素に関する管理手引き書が入手可能 フッ素の国の基準を設定したり、フッ素曝露の健康影響を評価したりする場合には、対象集団の水摂取量と水以外の摂取源（例えば、食品、空気、歯科薬品など）からのフッ素摂取量を考慮することが必要である。水以外の摂取源からの摂取量が6mg/日に近いかそれ以上の場合には、基準値をガイドライン値より低い濃度に設定することが適当である。 飲料水中の自然由来のフッ素濃度が高い地域では、利用可能な処理技術を用いてもガイドライン値の達成が困難な場合がある。
評価実施日	2003
主要関連文書	Fawell et al. (2006) <i>Fluoride in drinking-water</i> IPCS (2002) <i>Fluorides</i> USNRC (2006) <i>Fluoride in drinking water</i> WHO (2003) <i>Fluoride in drinking-water</i>

経口摂取の後、水溶性のフッ素は、アルミニウム、リン、マグネシウム、またはカルシウムとの錯体形成により還元されるかもしれないが、急速にしかもほとんどすべて消化管から吸収される。飲料水に自然にあるフッ素と添加されたフッ素の吸収に違いはない。吸入粒子—例えば、フッ素を多く含む石炭からの—中のフッ素もまた、粒子の大きさや、存在するフッ素化合物の溶解性に応じて、吸収される。吸収したフッ素は、素早く体中に分散し、歯や骨に組み込まれ、軟組織には実質的に留まらない。歯や骨のフッ素は外部曝露が終わる、または減少した後に、移動する可能性がある。フッ素は尿、便および汗を介して排泄される。

フッ素はヒトにとって必須元素の一つかもしれないが、必須性は明解に示されていない。一方、フッ素は歯の防止に関して有益な元素であるという証拠がある。

急性フッ素中毒の症状が出るには、体重1kgあたり少なくとも約1 mgの経口用量が必要であった。飲料水からの長期にわたるフッ素摂取が及ぼす悪影響の可能性については、数々の疫学研究が行われてきた。これらの研究により、フッ素の多量の摂取は主として骨格組織（骨と歯）に影響を及ぼすことが明らかにされている。低濃度のフッ素は、小児と成人両方の歯予防に効果がある。フッ素による歯の保護効果は、濃度が飲料水1リットル当たり約2 mgのフッ素までは高くなるにしたがって増大する。効果がもたらされるのに必要な飲料水中の最低濃度は約0.5 mg/Lである。しかし、フッ素は一方で歯のエナメル質に悪影響をもたらす可能性もあり、飲料水の摂取量や他の発生源からのフッ素の曝露量によっては飲料水中の濃度が0.9～1.2 mg/Lの場合に軽度の歯のフッ素症（罹患率：12～33%）を発症させることがある。軽度の歯のフッ素症は、専門家の検査に依らなければ見つからないかもしれない。歯のフッ素症のリスクは、全ての発生源からのフッ素の総摂取量により決まり、単に飲料水中の濃度だけによるものではない。

フッ素の摂取量が多いと、骨格組織にさらに深刻な影響が及ぶおそれがある。骨フッ素症（骨の構造の有害な変化を伴う）は、飲料水が1リットル当たり3～6 mgのフッ素を含む場合、特に水の消費が多い場合に認められるかもしれない。重篤な骨フッ素症は、一般的に、飲料水が1リットル当たり10 mgを超えるフッ素を含むときに限り起こる。IPCSは、インドと中国から、1日当たりのフッ

素の総摂取が14 mgで、骨フッ素症が起り、骨折のリスクが増大するという明らかな証拠があると結論付けた。2006年、この結論は、米国国家研究会議の検討で支持された。疫学研究のほとんどが不十分なため、骨における、曝露と悪影響への反応の関連性はしばしば確認することが難しい。IPCSは、中国とインドの研究に基づいた評価から結論をだした。それらの研究では、14 mg/日の総摂取では、骨への悪影響の明白な過剰リスクがあり、総フッ素の摂取が約6 mg/日を超えると骨に与える影響のリスクの増加を示唆する証拠がある。

飲料水中のフッ素とがんとの関連の可能性に関する、いくつもの疫学研究が入手可能である。IPCSはこれらの研究を検証し、総合的に、実験動物における発がん性の証拠は決定的でなく、また、入手可能な証拠はヒトにおいてフッ素ががんを起こすという仮説を支持しないと結論付けた。しかし、骨がんに関するデータは限られている。飲料水中のフッ素が妊娠結果に与える潜在的な悪影響に関するいくつもの疫学的な研究の結果は、ダウン症または先天性奇形とフッ素を添加した飲料水の消費の関係はないことを示している。

1984年に設定され、1993年に再確認された1.5 mg/Lというガイドライン値を改訂しなければならぬという証拠はない。この値を超える濃度は、歯のフッ素症の増加のリスクを伴い、さらにもっと高い濃度では骨フッ素症に至る。その値は、通常0.5～1.0 mg/Lという、水供給の人工的フッ素添加の推奨値より高い。

フッ素に対する国家基準もしくは地域のガイドラインを設定するとき、または、フッ素への曝露が健康に与える可能性の評価をするとき、対象となる集団が一日に摂取する水の平均値やその他の発生源（例えば、食品や大気）からのフッ素の摂取を考慮することは不可欠である。摂取量が、6 mg/日に近づきそうか、またはそれを超えていそうな場合、基準や地域のガイドラインを1.5 mg/L未満に設定することを検討することは適切であろう。

現実的配慮

フッ素は通常、水中に溶存している、遊離フッ素および複合結合フッ素の総量を測定することができる、イオン選択性電極という方法を使って測定される。その測定では、ガイドライン値より十分低い水中のフッ素濃度を検出することができる。しかし、特に遊離フッ素イオンのみを測定するときは、適切な試料の準備は、フッ素の正確な定量において、重要な手順である。

大規模供給や小規模供給の双方に対して、さまざまな処理技術が利用できる。小規模供給に対して、それぞれの国で異なる方法が好まれる。これらは、骨炭、接触沈殿、活性アルミナ、および粘土に基づく。しかし、飲料水中の自然のフッ素濃度が高い地域の中には、場合によっては、利用可能な処理技術でガイドライン値を達成することは難しいかもしれない。大規模供給は、活性アルミナ、または逆浸透のような高度処理プロセスに依存する傾向がある。

ホルムアルデヒド

ホルムアルデヒドは、工場排水中に含まれ、また、プラスチック材料や樹脂接着剤から大気中に放出される。飲料水中のホルムアルデヒドは、主にオゾン処理や塩素処理の過程における天然有機物の酸化によって生じる。オゾン処理した飲料水で、最高30 µg/Lの濃度で検出されている。ホルムアルデヒドは、ポリアセタールプラスチック製継手からの溶出により、飲料水中で検出されることもある。ホルムアルデヒドの物理的・化学的特性は、それが水から揮発しにくいことを示唆しており、そのため、シャワー中の吸入による曝露は低いものと思われる。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生する。
評価実施日	2004
主要関連文書	IPCS (2002) <i>Formaldehyde</i> WHO (2005) <i>Formaldehyde in drinking-water</i>

ホルムアルデヒドの吸入曝露を受けたラットとマウスにおいては、鼻上皮に炎症を生じる程度の用量で、鼻腔の発がんの発生率増加を示した。ホルムアルデヒドを2年間、飲料水経由でラットに摂取させた結果、胃に炎症が生じた。ある研究では、激しい組織炎症に関連した胃の乳頭腫が観察された。IARCでは、ホルムアルデヒドをグループ1(ヒトに対して発がん性のある物質)に分類している。証拠からみて、ホルムアルデヒドは経口曝露においては発がん性を有していないと考えられる。

ホルムアルデヒドの高い反応性のため、摂取の後に最初に接する組織における効果は、総摂取量より消費されたホルムアルデヒドの濃度に関係している可能性が高い。摂取したホルムアルデヒドに対する2.6 mg/Lという耐容濃度は、2年間飲料水にホルムアルデヒドを投与したラットの口腔粘膜と胃粘膜における病理組織学的効果に対する260 mg/LのNOELに基づき、(種間差および種内差につき)不確実係数100を使い設定されている。飲料水中のホルムアルデヒドの想定濃度と耐容濃度が著しく異なることを考慮し、ホルムアルデヒドに対して公式なガイドライン値を設定することは必要とは考えられていない。

グリホサートおよび AMPA

グリホサート(CAS No. 1071-83-6)は適用範囲の広い除草剤であり、農業と林業のいずれにも使用されるほか、水草の制御にも使用されている。グリホサートは、土壌、底質および水中で微生物によって分解され、その主な代謝物はアミノメチルホスホン酸(AMPA)(CAS No. 1066-51-9)である。グリホサートは水中で化学的に安定であり、光分解されない。グリホサートは土壌中での移動性が低いことから、地下水を汚染する可能性は極めて小さい。しかし、水域周辺で直接使用された、あるいは、土壌撒布後に流出または浸出したグリホサートが、地表水や地下水に入り込むことがある。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で存在する。
評価実施日	2003
主要関連文書	FAO/WHO (1998) <i>Pesticide residues in food—1997 evaluations</i> IPCS (1994) <i>Glyphosate</i> WHO (2003) <i>Glyphosate and AMPA in drinking-water</i>

グリホサートとAMPAは毒性学上の特徴が似ており、両方とも毒性が低いと考えられている。工業用純度のグリホサートを経口曝露させたラットの26ヶ月毒性試験における最大用量としてのNOAEL 32 mg/kg体重/日に、(種間差、種内差につき)不確実係数100を適用して得られる、AMPA単独あるいはAMPAとグリホサートの混合物としてのADI 0～0.3 mg/kg体重/日に基づき、健康に基づく値0.9 mg/Lが導出される。

毒性が低いことから、このAMPA単独あるいはAMPAとグリホサートの混合物についての健康に基づく値は、飲料水で通常検出されるグリホサートまたはAMPAの濃度よりも数桁高い。したがって、通常の条件下においては、飲料水中にグリホサートやAMPAが存在していても、ヒトの健康に対する危害因子とはならない。それゆえ、グリホサートおよびAMPAについて公式ガイドライン値を設定する必要はないと判断される。

ハロゲン化アセトニトリル(ジクロロアセトニトリル、ジブromoアセトニトリル、プロモクロアセトニトリル、トリクロロアセトニトリル)

ハロゲン化アセトニトリルは、水の塩素処理やクロラミン処理の過程で、藻類、フルボ酸、タンパク様物質などの自然由来物質から生成される。一般に、温度上昇またはpH低下がハロゲン化アセトニトリルの濃度増加に関係している。水中の臭化物イオン濃度が、ハロゲン化アセトニトリル化合物の化学形態にある程度影響を与えるようである。飲料水中では、ハロゲン化アセトニトリルの中でもジクロロアセトニトリルが、圧倒的な優占種として検出される。

暫定ガイドライン値	ジクロロアセトニトリル: 0.02 mg/L (20 µg/L) このジクロロアセトニトリルについてのガイドライン値は、毒性に関するデータベースが限られているため暫定とする。
ガイドライン値	ジブromoアセトニトリル: 0.07 mg/L (70 µg/L)
検出状況	0.002 mg/L以下のレベルがより一般的であるが、各ハロゲン化アセトニトリルの濃度は、0.01 mg/Lを超える可能性がある。
TDI	ジクロロアセトニトリル: 2.7 µg/kg体重/日—雌雄ラットを用いた90日間試験での相対肝重量増加についてのLOAEL 8 mg/kg体重/日に、不確実係数3,000 (種間差と種内差、研究期間が短いこと、最小のLOAELを使用したこと、およびデータベースの欠陥を考慮して)を適用。 ジブromoアセトニトリル: 11 µg/kg体重/日—雄ラットによる飲料水を用いた90日間試験での体重減少についてのNOAEL 11.3 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000 (種間差と種内差、亜慢性影響から慢性影響への外挿、データベースの不十分さを考慮して)を適用。

飲料水水質ガイドライン

検出下限値	0.03 $\mu\text{g/L}$ —ECD付GC
処理性	有機前駆物質を低減化することにより、ハロゲン化アセトニトリルの生成量を減少させることができる。
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの20% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	2003
主要関連文書	IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> WHO (2003) <i>Halogenated acetonitriles in drinking-water</i>
ガイドライン値が設定されない理由	ブロモクロロアセトニトリルとトリクロロアセトニトリルに対して、健康に基づくガイドライン値の導出を許容できるほど十分なデータが揃っていない。
評価実施日	2003
主要関連文書	IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> WHO (2003) <i>Halogenated acetonitriles in drinking-water</i>

IARCでは、ジクロロアセトニトリル、ジブロモアセトニトリル、ブロモクロロアセトニトリルおよびトリクロロアセトニトリルのヒトに対する発がん性に関しては分類できないと結論付けている。ジクロロアセトニトリルとブロモクロロアセトニトリルは微生物試験において変異原性を示しているのに対し、ジブロモアセトニトリルとトリクロロアセトニトリルは陰性であった。これら4種のハロゲン化アセトニトリルはすべて、哺乳類細胞を用いた*in vitro*試験において姉妹染色分体交換、DNA鎖の切断および付加体を誘導した。マウス小核試験においては陰性であった。

ハロゲン化アセトニトリルの生殖および発生毒性試験の大部分は、トリカプリリンを強制経口投与の際の賦形剤として使用して実施された。トリカプリリンは、のちに、トリクロロアセトニトリルの影響を増強する発生毒性物質であることが判明し、そして、おそらく他のハロゲン化アセトニトリルの影響も増強するであろうと考えられることから、トリカプリリンを強制経口投与の賦形剤として使用した発生試験で報告された結果は、これらハロゲン化アセトニトリルの発生毒性を過大評価している可能性が高い。

ジクロロアセトニトリル

ジクロロアセトニトリルは、短期試験において体重の減少と相対肝重量の増加を誘導した。また、発生毒性も示したが、これらの試験ではトリカプリリンが強制経口投与の際の賦形剤として使用されていた。

ジブロモアセトニトリル

ジブロモアセトニトリルに関しては、現在、マウスとラットによる慢性毒性分析が実施されている。利用可能な生殖または発生毒性試験の中で、定量的用量—反応評価への利用に適した報告はない。このようなデータの欠如は、ジブロモアセトニトリルの代謝物の一つであるシアンが雄の生殖システムへの毒性を誘導すること、およびNTPによるラットの14日間試験において観察された精

巢への有意な影響が認められることに関して、不確実性が存在することと関連が深そうである。

ブロモクロロアセトニトリル

ブロモクロロアセトニトリルについてのガイドライン値を導出する根拠として、利用可能なデータだけでは不十分である。

トリクロロアセトニトリル

上記と同様に、トリクロロアセトニトリルについてのガイドライン値を導出する根拠として、利用可能なデータだけでは不十分である。以前の暫定ガイドライン値 1µg/L は、トリカプリリンを賦形剤として胃管栄養法によりトリクロロアセトニトリルを投与した発生毒性試験に基づいていたが、再評価では、この試験は信頼できないと判断された。その理由は、トリカプリリンがハロゲン化アセトニトリルの発生毒性および催奇形性への影響を増強し、また、処理雌親の胎児の奇形の発生パターンを変化させることが、最近の研究によって明らかになったことにある。

硬度

水の硬度は、主にカルシウムやマグネシウムの陽イオン等の種々の溶解性多価金属イオンにより生ずる。それは、通常は 1 L 当たりの炭酸カルシウムのミリグラムとして表される。硬度は石鹼と反応する水の能力の伝統的な尺度であり、硬水は、石鹼の泡をたてるのに、非常に多くの石鹼を必要とする。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度で存在しない。
付記	飲料水の受容性に影響を与えるかもしれない。
評価実施日	1993、2011に改訂
主要関連文書	WHO (2011) <i>Hardness in drinking-water</i>

自然水や処理水は、雨水における非常に低い濃度から、自然の軟水、軟水化した水、さらに高い濃度の自然の硬水まで、幅広いミネラル成分を有する。ボトル水やバック水は自然にミネラルを含み、自然に軟水であるか、またはミネラルが除去されている。したがって、飲料水や調理水からのミネラルの消費は、場所、処理および水源に応じて、幅広く異なる。

飲料水の硬度の程度は、消費者による外観の受容性(第10章参照)、および経済上・運営上の検討にとって重要である。これらの理由により、硬水の多くは適用可能ないくつかの技術を使い軟化される。最適な調整技術の選択は、地域の状況(例えば、水質問題、配管材、腐食など)により異なり、消費者の好みにより、システムの中央部または各家庭で適用される。

消費者は、彼らが消費する水のミネラル成分、およびそれが調整されたものかどうかを知らされべきである。供給の変更が提案された場合、または再生水、海水または汽水などの、従来のもの

とは少し異なる水源が加工され飲料水に利用される場合、飲料水ミネラルのミネラル養分への寄与を考慮すべきである。使われる浄水処理によりほとんどのミネラルは除去され、水の安定化は常に配水に先立って行う必要がある。

飲料水は、カルシウムやマグネシウムの摂取に寄与する可能性があり、カルシウムやマグネシウムが不足がちな人にとって重要である可能性がある。飲料水供給に調整が必要な脱塩水を添加する、または脱塩水で置き換える場合、人々が元の供給から受けるのと同様な濃度を達成するためにカルシウム塩やマグネシウム塩を添加することを検討すべきである。健康の目的のために、飲料水中のカルシウムやマグネシウムの濃度を調整する際は、配水に適切な水を提供するための技術要件に適合すべきである。

心血管死亡率に対するマグネシウムや硬度の防護効果に関する疫学研究による証拠があるが、その証拠については議論があり、因果関係が示されていない。さらなる研究が進行中である。十分な摂取は他の多くの要素に依存するので、現時点ではミネラルの最小濃度も最高濃度も提案するだけの十分なデータはない。したがって、ガイドライン値は提案されていない。

ヘプタクロールおよびヘプタクロールエポキシド

ヘプタクロール(CAS No. 76-44-8)は適用範囲の広い殺虫剤であるが、多くの国で使用の禁止や制限がされてきている。現在、ヘプタクロールの主な用途は、地中に注入してシロアリを制御することである。ヘプタクロールは土壌中での残留性が非常に高く、土壌中では主にエポキサイドへと変換される。ヘプタクロールエポキシド(CAS No. 1024-57-3)は、それ以上にはほとんど分解されない。ヘプタクロールおよびヘプタクロールエポキシドは、土壌粒子と結合し、非常にゆっくりと移動する。ヘプタクロールおよびヘプタクロールエポキシドは、ng/Lの濃度レベルで飲料水中に検出される。その使用が実質的に減少しているため、摂取量自体は著しく減っているものの、ヘプタクロールの主要な曝露源は食品であると考えられる。

ガイドライン値が設定されない	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で存在する。
理由	
評価実施日	2003
主要関連文書	FAO/WHO (1992) <i>Pesticide residues in food—1991 evaluations</i> FAO/WHO (1995) <i>Pesticide residues in food—1994 evaluations</i> WHO (2003) <i>Heptachlor and heptachlor epoxide in drinking-water</i>

長期にわたるヘプタクロールへの曝露は、肝臓の損傷や中枢神経系への毒性と関連があるとされている。IARCでは1991年にヘプタクロールに関するデータを再検討し、発がん性の証拠は動物では十分、ヒトでは不十分であると結論付け、グループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類した。ヘプタクロールとヘプタクロールエポキシドについては、イヌにおける2つの研究から得られたヘプタクロールのNOAEL 0.025 mg/kg体重/日をもとに、データベースの

不十分さを考慮してのPTDI 0.1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日を根拠として、このPTDIの1%を飲料水に割り当てることにより、健康に基づく値0.03 $\mu\text{g}/\text{L}$ が計算される。しかし、ヘプタクロールとヘプタクロールエポキシドは、健康への影響が懸念されるよりずっと低い濃度で存在していることから、公式のガイドライン値を導出する必要はないと考えられる。また、通常の処理技術では、その濃度を0.1 $\mu\text{g}/\text{L}$ 以下にまで減少させることは、一般に不可能であることも付記されるべきである。

ヘキサクロロベンゼン

ヘキサクロロベンゼン(CAS No. 118-74-1)はHCBともいい、農業上の主な用途は、作物の種子消毒剤として真菌の増殖を防止することであったが、今ではこの用途に用いられることはまれである。現在、HCBは、主にいくつかの化学プロセスでの副生成物、または、一部の農薬中の不純物として存在する。HCBは、その移動しやすさと分解されにくさのため、環境中の至るところに分布している。また、その物理化学的特性および減衰の遅さのため生物濃縮される。HCBは、食品中では通常低濃度で検出され、また、大気中においても一般に低濃度で存在している。HCBは、飲料水中ではかなり低濃度(0.1 $\mu\text{g}/\text{L}$ 以下)で、しかもまれにしか検出されない。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で存在する。
評価実施日	2003
主要関連文書	IPCS (1997) <i>Hexachlorobenzene</i> WHO (2003) <i>Hexachlorobenzene in drinking-water</i>

IARCでは、動物とヒトにおけるHCBの発がん性の証拠について評価を行い、グループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。HCBは、3種の動物の様々な部位に腫瘍を誘発させた。雌ラットによる2年間の食餌実験で観察された肝腫瘍データに線形多段階低用量外挿モデルを適用することにより、HCBの健康に基づく値1 $\mu\text{g}/\text{L}$ が導出される。代替(腫瘍発生用量₀₅、すなわちTD₀₅)アプローチを用いると、TDI 0.16 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重が計算によって求められ、TDIの飲料水への割り当てを1%と仮定すると、健康に基づく値0.05 $\mu\text{g}/\text{L}$ に相当する。食品中の濃度は確実に減少しており、この割当係数は非常に保守的だと考えた方がよいかもしれないという点には注意すべきである。

これらの2つのアプローチにより導出された健康に基づく値は、いずれも、飲料水中で検出される場合の濃度(すなわち、1 ng/L 以下)よりもかなり高いことから、飲料水中のHCBについて公式ガイドライン値を設定する必要はないと考えられる。HCBは、残留性有機汚染物質に関するストックホルム条約で位置付けられている。

ヘキサクロロブタジエン

ヘキサクロロブタジエンはHCBとともいい、塩素ガス生成時の溶媒、農薬、ゴム化合物製造の

飲料水水質ガイドライン

中間体および潤滑剤として使用されている。化学工場の排水中の濃度として、最高6 $\mu\text{g/L}$ が報告されている。HCBDは、空気および食品でも検出されている。

ガイドライン値	0.0006 mg/L (0.6 $\mu\text{g/L}$)
検出状況	地表水では数 $\mu\text{g/L}$ の濃度、飲料水では0.5 $\mu\text{g/L}$ 以下の濃度で検出されている。
TDI	0.2 $\mu\text{g/kg}$ 体重/日—ラットを用いた2年間の食餌実験における腎臓毒性についてのNOAEL 0.2 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、一部の代謝物の発がん性と遺伝毒性に関する証拠が限られていることにつき10)を適用。
検出下限値	0.01 $\mu\text{g/L}$ —GC-MS; 0.18 $\mu\text{g/L}$ —ECD付GC
処理性	0.001 mg/L—GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	HCBDの実用的な定量下限値は2 $\mu\text{g/L}$ 程度であるが、水と接触する製品のHCBD含有率を規定することにより、飲料水中の濃度を制御することができる。
評価実施日	2003
主要関連文書	IPCS (1994) <i>Hexachlorobutadiene</i> WHO (2003) <i>Hexachlorobutadiene in drinking-water</i>

HCBDは、グルタチオンとの抱合により容易に吸収され代謝される。この抱合体は、さらに腎毒性産物まで代謝される。ラットにおける長期経口曝露試験において腎臓の腫瘍が観察された。HCBDは、他の経路の曝露では発がん性を示していない。IARCでは、HCBDをグループ3(ヒトに対して発がん性による分類ができない物質)に分類した。点突然変異に関する微生物試験では、HCBDについて陽性と陰性の両方の結果が得られている。一方、いくつかの代謝物では陽性の結果が得られている。

硫化水素

硫化水素は、空気中で0.8 $\mu\text{g/m}^3$ 以下の極低濃度においても感知できるほどの、不快な「腐卵」臭を持つ気体である。硫化水素は、硫化物が水中で加水分解される際に生成される。しかし、十分に曝気または塩素処理された水中では硫化物は酸化されやすいため、飲料水中で検出される硫化水素の濃度は一般に低いであろう。

ガイドライン値が設定されない	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度で存在しない。
理由	
付記	飲料水の受容性に影響を与えるかもしれない。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Hydrogen sulfide in drinking-water</i>

硫化水素ガスを吸入することによるヒトへの急性毒性は高く、15～30 mg/m^3 の濃度で目への刺

激が観察される。経口による毒性データはないが、ヒトが有害な量の硫化水素を飲料水から摂取することはあり得ない。したがって、ガイドライン値は提示されていない。しかし、飲料水中の硫化水素は味や臭気として容易に感知される(第10章参照)。

無機スズ

スズは、食品産業で使用される塗装剤の製造に主に使用されている。したがって、食品、特に缶詰食品が、ヒトのスズに対する主要な曝露経路である。一般人にとって、飲料水はスズの重大な曝露源ではなく、飲料水中の濃度が1~2 µg/L以上になることは例外的である。しかし、給水工事も使用されるはんだとしてのスズ使用量は増加しており、スズを腐食防止剤として使用する案も出されている。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で存在する。
評価実施日	2003
主要関連文書	WHO (2003) <i>Inorganic tin in drinking-water</i>

スズと無機スズ化合物は、消化管からは余り吸収されず、組織中にも濃縮されずに、主に糞便中に速やかに排出される。

マウスとラットに塩化スズIIを与えた長期発がん性試験においては、腫瘍発生率の増加は観察されなかった。マウス、ラットおよびハムスターに対して、スズは催奇形成も胎児への毒性も示さなかった。ラットを用いた長期の食餌実験におけるNOAELは20 mg/kg体重/日であった。

ヒトに対する主な悪影響として、過剰な濃度のスズを含んでいる缶飲料(150 mg/kg以上)や缶詰食品(250 mg/kg以上)を摂取した場合の急性胃腸炎がある。スズへの慢性曝露が、ヒトに悪影響を及ぼすという証拠はない。

1989年に、JECFAでは、スズの問題は急性胃腸炎と関連があり、閾値が約200 mg/kg食品であることを根拠としたTDI 2 mg/kg体重/日に基づき、PTWI 14 mg/kg体重/週を設定した。このことは、2000年にJECFAによって再確認された。したがって、その毒性が低いため、飲料水中にスズが存在していても、ヒトの健康に対する危害因子とはならない。このことから、無機スズについてガイドライン値を設定する必要はないと判断される。

ヨウ素

ヨウ素は、水中ではヨウ化物イオンの形で自然に存在している。浄水処理の過程で、ヨウ化物イオンが酸化されて微量のヨウ素が生成される。ヨウ素は野外で、または緊急事態の際に、水の消毒用として使用されることがある。

ガイドライン値が設定されない 健康に基づくガイドライン値の導出を許容できるほど十分なデータが揃ってお

理由	らず、水の消毒を介してのヨウ素への生涯にわたる曝露の可能性は低い。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Iodine in drinking-water</i>

ヨウ素は、甲状腺ホルモンの合成に必須の元素である。成人の食事からの推定必要摂取量は80～150 μ g/日であるが、世界の多くの地域で食事からのヨウ素摂取量が不足しており、その結果、神経学的な発達に深刻な悪影響を与えている。1988年に、JECFAでは、主にヨウ化物イオンの影響を調べた結果に基づき、あらゆる摂取源からのヨウ素の暫定最大耐容一日摂取量(PMTDI) 1 mg/日 (17 μ g/kg体重/日)を設定した。しかし、ラットにおける最近の試験データでは、飲料水中のヨウ素とヨウ化物イオンとは、血中の甲状腺ホルモン濃度に与える影響が異なることが示されている。

そのため、利用可能なデータからは、ヨウ化物イオンの影響に関する情報に基づいて、ヨウ素のガイドライン値を導出することは不適當と考えられるが、ヨウ素の影響に関する適切なデータはほとんどない。ヨウ素は、長期にわたる消毒用としては推奨されていないので、ヨウ素による水の消毒によって生じるようなヨウ素濃度に、生涯にわたってずっと曝露を受けることは考えにくい。これらの理由により、今回はヨウ素についてのガイドライン値は設定されていない。しかし、緊急事態の際や旅行者向けの消毒剤としてのヨウ素の使用に関する手引きは必要であろう。

鉄

鉄は、地殻中に最も豊富に含まれる金属の一つである。鉄は、自然の淡水中には0.5～50mg/Lの濃度で検出される。鉄は、また、鉄系凝集剤の使用や、配水時の鋼管および铸铁管の腐食の結果として飲料水中に存在することもある。

ガイドライン値が設定されない 飲料水中では、健康に対する問題となる濃度で存在しない。	
理由	
付記	飲料水の受容性に影響を与えるかもしれない。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Iron in drinking-water</i>

鉄は、特に酸化鉄(II)状態のとき、ヒトの栄養に必須な元素である。鉄の一日最低必要量の推定値は、年齢、性別、生理学的な状態および鉄の生物学的な利用可能性により異なるが、およそ10～50 mg/日である。

体内に過剰な鉄が蓄積されるのを防ぐために、JECFAでは1983年にPMTDI 0.8 mg/kg体重/日を設定した。この値は、着色剤として使用される酸化鉄および妊娠期や授乳期に、または、臨床に必要なために摂取する鉄のサプリメントを除く、あらゆる摂取源からの鉄に対して適用される。このPMTDIの10%を飲料水に割り当てると約2 mg/Lという値が得られるが、この値は健康に対する

危害因子となるものではない。通常は、この濃度以下で、飲料水の味や外観に影響を与える(第10章参照)。

飲料水中の鉄についてのガイドライン値は提示されていない。

イソプロツロン

イソプロツロン(CAS No. 34123-59-6)は、選択性のある浸透性除草剤であり、作物栽培における一年草や広葉雑草の制御に使用されている。イソプロツロンには、光分解性、加水分解性および生物分解性があるが、数日から数週間にわたり残留する。イソプロツロンには土壤中での移動性がある。食品による曝露レベルは低いという証拠がある。

ガイドライン値	0.009 mg/L (9 μg/L)
検出状況	地表水や地下水中で、通常0.1 μg/L以下の濃度で検出されている。飲料水では、ときに0.1 μg/Lを超える濃度で検出されている。
TDI	3 μg/kg体重/日—イヌによる90日間の試験およびラットによる2年間の食餌試験でのNOAEL約3 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、ラットにおいて非遺伝毒性の発がん性があるという証拠につき10)を適用。
検出下限値	10~100 ng/L—UVまたは電気化学検出器付逆相HPLC
処理性	0.1 μg/L—オゾン処理により達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Isoproturon in drinking-water</i>

イソプロツロンには低い急性毒性があり、また、短期および長期の曝露において低~中程度の毒性がある。イソプロツロンは有意な遺伝毒性を有していないが、顕著な酵素誘導および肝臓肥大を引き起こす。イソプロツロンは、雌雄ラットにおいて肝細胞の腫瘍増加を引き起こすが、これは肝毒性も引き起こす程度の用量でのみ誘発される。イソプロツロンは、完全な発がん物質ではなく発がんプロモーターではないかと考えられる。

鉛

鉛は、主に鉛蓄電池、はんだおよび合金の製造に使用されている。有機鉛化合物である四エチル鉛と四メチル鉛も、ガソリンのアンチノック剤や潤滑剤として多用されてきたが、このような用途での鉛の使用は多くの国で大幅に廃止されてきた。ガソリンへの鉛含有添加剤の使用量や、食品産業での鉛含有はんだの使用量が減ってきていることから、大気中と食品中の濃度は減少しつつある。ほとんどの国では、鉛塗料または鉛を含んだ材料の家庭でのリサイクル等の特殊な発生源が無い限り、血液中の鉛のレベルもまた減少しつつある。給水栓水に、自然由来の溶解し

飲料水水質ガイドライン

鉛はほとんど含まれておらず、その存在は、むしろ、鉛製の管、はんだ、継手などの家庭の給水装置に対する腐食性を有する水の影響に主として由来するものである。給水装置からの鉛溶出量は、pH、温度、水の硬度および滞留時間などいくつかの要因によって異なり、最も鉛を溶出させるのは酸性の軟水である。飲料水中の残留遊離塩素はより低溶解性の鉛を含んだ沈殿物を形成する傾向があり、一方、残留クロロミンは鉛製の管中でより溶解性の高い沈殿物を形成する可能性がある。

暫定ガイドライン値	0.01 mg/L (10 μg/L)
検出状況	本ガイドライン値は処理性および分析の達成可能性に基づく暫定値である。飲料水での濃度は通常5 μg/L以下であるが、鉛製継手が使われている場合はかなり高い濃度(100 μg/L以上)で検出されている。鉛の主な汚染源は給水装置や屋内配管である。ゆえに、鉛は給水栓で測定すべきである。鉛の濃度も、鉛を含んだ材料に水が接触した時間に応じて変わる可能性がある。
ガイドライン値導出の根拠	ガイドライン値は、従来はJECFAのPTWIに基づいていたが、それは以来撤回されており、鉛の主要な効果に対する明確な閾値がないことにより、新しいPTWIは設定されていない。しかし、飲料水などの広範囲の発生源からの鉛の曝露を低減するために多くの取り組みがなされてきた。リン酸塩の投与などの中央での調整により濃度を低減することは非常に困難なため、ガイドライン値は10 μg/Lに維持されているが、処理性および分析の達成可能性に基づき暫定値としている。
検出下限値	1 μg/L—AAS; 現実的な量的制限値は1~10 μg/Lの範囲。
処理性	原水汚染物質ではないので、処理は適用できない。
付記	①児および小児が最も感受性の高い集団であると考えられる。 他の化学物質による危害因子と異なり、飲料水に含まれている鉛のほとんどが建物内の給水装置由来であり、その主な改善策は鉛を含む管や継手を撤去することであるという点で、鉛は例外的である。この改善策には多くの時間と費用が必要なことから、すべての水を即座に本ガイドライン値に適合させることはできないと認識されている。それまでの間は、全鉛曝露量の低減化に向けて、腐食防止などのあらゆる実用的な対策を実施するべきである。
評価実施日	311
主要関連文書	FAO/WHO (2011) <i>Evaluation of certain food additives and contaminants</i> HO (2011) <i>Lead in drinking-water</i>

鉛への曝露は、神経発達上の様々な影響、死亡率(主に、心血管疾患によるもの)、腎機能不全、高血圧症、生殖障害、および有害な妊娠結果等の、広い範囲の影響と関係している。小児における神経発達障害は一般的に、他の影響に比べ、低い血中鉛濃度に関係しており、神経発達に対する影響の証拠の重みは、他の健康に対する影響より大きく、多くの研究にわたる結果は他の影響に関するものより一貫している。成人に対しては、証拠の重みが最も高く、かつ、最も一貫している最低血中鉛濃度に関する悪影響は、収縮期血圧の増加に関する鉛である。JECFAは、神経発達や収縮期血圧への影響は、用量-反応分析の適切な根拠を提供すると結論付けた。

その用量-反応分析に基づき、JECFAは以前設定した25 μg/kg体重のPTWIが小児において少なくとも知能指数(IQ)の3ポイントの低下、および、成人において約3 mmHg(0.4 kPa)の収縮期血圧の上昇と関わりがあると推定した。集団内でIQまたは血圧の分布の変化として現れる場合、

このような変化は重要である。そのため、JECFAは、当該PTWIは、もはや健康を守るものではないと考え、それを撤回した。

用量－反応分析は、鉛の主要な影響の閾値に関し何も示さないで、JECFAは、健康を守ることができると思わせる新しいPTWIを設定することは、不可能との結論を下した。JECFAは、神経発達に対する影響のため、胎児、乳児、および小児は鉛に対して最も感度が高い集団であることを再確認した。

飲料水に含まれている鉛のほとんどが屋内の配管由来であり、主な改善策は鉛を含む管や継手を撤去することであり、それには多くの時間と費用が必要だという点で、鉛は他の化学的有害因子に比べ、例外的であると認める必要がある。したがって、総鉛曝露量の低減に向け、腐食防止などのあらゆる実用的な対策を実施するべきであると強調されている。

リンデン

リンデン(γ -ヘキサクロシクロヘキサン、 γ -HCH) (CAS No. 58-89-9)は、果実や野菜、種子の処理および森林などへの殺虫剤として使用されている。また、リンデンはヒトや動物に対する治療用殺虫剤としても使用されている。リンデンの使用を制限している国もいくつかある。リンデンは土壌中で分解され、地下水に浸透することはまれである。地表水では、リンデンは蒸発によって除去される。ヒトへの曝露は主に食品を介してであるが、この量は減少しつつある。公衆衛生上の使用や、木材の防腐剤としての使用からの曝露もあり得る。

ガイドライン値	0.002 mg/L (2 μ g/L)
検出状況	地表水と地下水のいずれでも、通常0.1 μ g/L以下の濃度で検出されているが、排水で汚染されている川では、12 μ g/Lもの高濃度で検出されている。
ADI	0～0.005 mg/kg体重/日－高用量で小房周辺の肝細胞肥大発生率の増加、肝臓と脾臓の重量の増加および死亡率の上昇が観察されたラットによる2年間の毒性および発がん性試験におけるNOAEL 0.47 mg/kg体重/日に、(種間差と種内差につき)不確実係数100を適用。
検出下限値	0.01 μ g/L－GC
処理性	0.1 μ g/L－GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て ADIの上限値の1% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	食品中の濃度は確実に減少しており、1%の割当係数は非常に保守的であると考えられるかもしれない点は注意すべきである。
評価実施日	2003
主要関連文書	FAO/WHO (2003) <i>Pesticide residues in food—2002 evaluations</i> WHO (2003) <i>Lindane in drinking-water</i>

リンデンは、ラットによる短期および長期の毒性試験と生殖毒性試験で、経口、経皮または吸入の曝露において腎臓と肝臓への毒性を示した。リンデンの腎毒性は雄のラットに特異的なもの

であり、ヒトには存在しないタンパク質である α_{2u} -グロブリンの蓄積によるものであるため、ヒトのリスク評価とは関係がないと考えられた。マウス、ラットおよびウサギによる多くの試験で肝細胞肥大が観察され、その一部だけが最長6週間の回復期を経て元に戻った。遺伝的背景が腫瘍形成の潜伏期間と発生率に与える役割を調べた研究では、リンデンは、ラットやイヌで発がん作用を誘発させなかったものの、アグーチ属と擬似アグーチ属マウスの肝臓の腺腫およびがん発生率を増加させたが、黒あるいは他の系統のマウスではこれらを増加させなかった。JMPRは遺伝毒性の証拠はないと結論付けた。遺伝毒性がないことに加えて、発がん性試験で得られた証拠を踏まえて、JMPRは、リンデンがヒトに発がんリスクをもたらすことはないであろうと結論付けた。さらに、乳がんと塩素系農薬への曝露との間の関連を評価した疫学調査においては、リンデンとの相関は認められなかった。

マラチオン

マラチオン(CAS No. 121-75-5)は、蚊、ならびに、果実、野菜、景観植物および低木の多様な昆虫を制御するために広く使用されている。マラチオンは、ペットのダニや虫および人の頭や体に生息するシラミを退治するための屋内用殺虫剤製品に含まれていることもある。マラチオンは、最も好ましくない条件下(すなわち、低pHで有機物濃度が低い条件)においても、数ヶ月から数年の半減期で水中に残留することがある。しかし、ほとんどの条件下で、半減期はおおよそ7~14日程度であると思われる。マラチオンは、地表水や飲料水中で2 $\mu\text{g/L}$ 以下の濃度で検出されている。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で存在する。
評価実施日	2003
主要関連文書	FAO/WHO (1998) <i>Pesticide residues in food—1997 evaluations</i> WHO (2003) <i>Malathion in drinking-water</i>

マラチオンは、マウス、ラットおよびヒトのボランティアにおいてコリンエステラーゼ活性阻害を示している。マラチオンを食餌投与したマウスで、肝腺腫発生率の上昇が認められた。いくつかの*in vitro*試験で、マラチオンは染色体異常や姉妹染色分体交換を発生させることが示されているが、証拠のほとんどはマラチオンに遺伝毒性がないことを示している。JMPRは、マラチオンに遺伝毒性はないと結論付けた。

JMPRによるADIの上限値の10%を飲料水に割り当てることにより、マラチオンの健康に基づく値0.9mg/Lが求められる。このADIは、ラットを用いた2年間の毒性および発がん性試験におけるNOAEL 29mg/kg体重/日に基づき、これに種間差および種内差につき不確実係数100を適用したものであり、ウサギによる発生毒性試験におけるNOAEL 25 mg/kg体重/日によって支持されている。しかし、すべての曝露源からのマラチオン摂取量は一般に低く、ADIの上限値を大幅に下

回っている。飲料水中のマラチオンの濃度は、健康に基づく値よりもずっと低いことから、通常の条件下では、飲料水中にマラチオンが含まれていたとしても、ヒトの健康に危害をもたらすことはないと考えられる。この理由により、飲料水中のマラチオンに関する公式のガイドライン値を導出する必要はないと考えられる。

マンガン

マンガンは地殻中に最も豊富に含まれる金属の一つであり、一般に鉄と共存している。マンガンは、主に鉄合金や鋼合金の製造に用いられるほか、(過マンガン酸カリウムの形態で)洗浄、漂白および消毒用酸化剤として、また、様々な製品の原材料として使用されている。最近、北アメリカでは、有機化合物である、メチルシクロペンタジエニルマンガントリカルボニル、またはMMTともいう、をガソリンのオクタン価増強剤として使用している。一部の浄水場では浄水処理にマンガン砂を使用している。マンガンは多くの地表水源や地下水源に、特に嫌気状態や低酸化状態の場合に自然由来で存在しており、これが飲料水への最も重要な供給源となっている。マンガンは多くの食品中に自然に含まれており、通常、マンガンへの最大の曝露源は食品である。

ガイドライン値が設定されない	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度で存在しない。
理由	
付記	飲料水の受容性に影響を与えるかもしれない。
評価実施日	2003、2011に改訂
主要関連文書	IPCS (1999) <i>Manganese and its compounds</i> WHO (2011) <i>Manganese in drinking-water</i>

マンガンはヒトや動物にとっての必須元素である。飲料水中の非常に高濃度のマンガンへの長期曝露による神経系への悪影響について報告した複数の疫学調査があるが、これらの研究には多くの重要な交絡因子が含まれており、他の多くの研究では飲料水を通じた曝露による悪影響は観察されていない。実験動物データ、特に齧歯類のデータは、マンガンの生理学的必要量が種によって異なるため、ヒトのリスク評価には適切ではない。さらに、霊長類で認められる神経系への影響(例えば、振せん、歩行異常など)は、齧歯類では見られない精神的症状(例えば、神経過敏、感情的不安など)のあとに、あるいは、これらと同時にしばしば現れることから、神経行動的影響を評価する際に、齧歯類は余り価値がない。霊長類において唯一存在する研究は、単一用量に少数の動物を曝露させた実験で、しかも、基礎食中のマンガン含有量が示されていないため、定量的リスク評価においては限定的にしか利用できない。

11 mg/日のマンガン摂取の範囲の上限值を基に、水からのマンガンの生物学的利用能の増加の可能性を考慮した不確実係数3を使い、TDIの20%を飲料水に割り当て、60 kgの成人が毎日2 Lの水を消費すると仮定し、悪影響が認められなかった食餌調査を用いて、マンガンに対する、0.4 mg/Lの健康に基づく値を導出することができる。しかし、この健康に基づく値は、飲料水中で

通常みられるマンガンの濃度より十分高いので、公式なガイドラインを導出する必要はないと考えられる。

健康に基づく値に達しない濃度により、長い期間の内に主配水管内に黒い堆積物が生じることがある(第10章参照)。

MCPA

MCPAは4-(2-メチル-4-クロロフェノキシ)酢酸(CAS No. 94-74-6)ともいい、クロロフェノキシ系の発芽後散布用の除草剤で、溶解性が非常に高く、移動性も高いため、土壌から浸出しやすい。MCPAは細菌によって代謝され、また、光化学的に分解される。MCPAの水中での残留性はそれほど高くない。

ガイドライン値	0.002 mg/L (2 μg/L)
検出状況	飲料水ではそれほど頻繁に検出されない。地表水で0.54 μg/L以下、地下水で5.5 μg/L以下の濃度で検出されている。
TDI	0.5 μg/kg体重/日 イヌによる1年間の食餌実験において高用量域で腎臓と肝臓への毒性が観察されたことによるNOAEL 0.15 mg/kg体重/日に、不確実係数300(種間差および種内差につき100、データベースの不十分さにつき3)を適用。
検出下限値	0.01 μg/L—GC—MSまたはECD付GC
処理性	0.1 μg/L—GACまたはオゾン処理により達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>MCPA in drinking-water</i>

MCPAの遺伝毒性に関しては、限定的かつ決定的とはいえないデータしかない。IARCでは1983年にMCPAの評価を行い、ヒトおよび実験動物に関する利用可能なデータだけでは、その発がん性を評価するのに不十分であると結論付けた。1986年と1987年に、IARCではクロロフェノキシ系除草剤についてさらに評価を行い、その発がん性の証拠はヒトでは限られており、動物では不十分である(グループ2B)と結論付けた。最近のラットとマウスによる発がん性試験では、MCPAの発がん性は示されなかった。MCPAだけの曝露に関する適切な疫学データは得られていない。

メコプロップ

2-(2-メチル-クロロフェノキシ)プロピオン酸やMCPPとしても知られる、メコプロップ(CAS No. 93-65-2、ラセミ混合物は7085-19-0)を含めたクロロフェノキシ系除草剤の環境中における半減期は、数日のオーダーである。クロロフェノキシ系除草剤は、食品では余り検出されていない。

ガイドライン値	0.01 mg/L (10 μg/L)
---------	---------------------

検出状況	クロロフェノキシ系除草剤は、飲料水ではそれほど頻繁に検出されていない。検出される場合の濃度は、通常数 $\mu\text{g/L}$ より低い。
TDI	3.33 $\mu\text{g/kg}$ 体重/日—ラットによる1年と2年の試験における腎重量への影響に関するNOAEL 1 mg/kg 体重/日に、不確実係数300(種間差および種内差につき100、データベースの制約につき3)を適用。
検出下限値	0.01 $\mu\text{g/L}$ —GC-MS; 0.01~0.02 $\mu\text{g/L}$ —ECD付GC
処理性	0.1 $\mu\text{g/L}$ —GACまたはオゾン処理により達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water</i>

IARCでは、クロロフェノキシ系除草剤をグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。しかし、曝露集団や実験動物についての研究による利用可能なデータから、特定のクロロフェノキシ系除草剤のヒトへの発がん性を評価することはできない。そのため、これらの化合物に関する飲料水ガイドラインは、他の毒性影響についての閾値アプローチに基づいている。メコプロップを食餌投与した短期および長期試験での影響としては、相対腎重量の減少(ラットおよびイヌ)、相対肝重量の増加(ラット)、血中パラメータへの影響(ラットおよびイヌ)、および、体重増加の抑制(イヌ)がある。

水銀

水銀は、電気分解による塩素の製造に用いられるほか、電気器具や歯科治療用のアマルガムに、あるいは、各種水銀化合物の原料として使用されている。淡水および海水中で無機水銀のメチル化が起こることが示されているが、汚染されていない飲料水中の水銀はほとんどすべて Hg^{2+} の形態であると考えられる。このことから、飲料水を摂取することによって、有機水銀化合物、特にアルキル水銀を摂取するという直接的なリスクが生じることはまず考えられない。しかし、メチル水銀が無機水銀に変換される可能性は現実にある。職業曝露を受けていない集団においては、食品が主要な水銀の摂取源である。世界各国における食品からの水銀摂取量の平均値は、一人当たり2~20 $\mu\text{g/日}$ である。

ガイドライン値	無機水銀として0.006 mg/L (6 $\mu\text{g/L}$)
検出状況	水銀は地表水および地下水中に無機の形態で存在しており、通常0.5 $\mu\text{g/L}$ 以下の濃度であるが、鉱物の堆積によって地下水中の濃度が高い地域もある。
TDI	ラットにおける26週間の研究における腎臓への影響に対する0.23 mg/kg 体重/日のNOAELに基づき、毎日の用量に対し調整後、不確実係数100(種間差および種内差につき)を適用した結果、無機水銀に対して2 $\mu\text{g/kg}$ 体重。
検出下限値	0.05 $\mu\text{g/L}$ —水素化物発生AAS; 0.6 $\mu\text{g/L}$ —ICP; 5 $\mu\text{g/L}$ —フレームAAS
処理性	凝集・沈殿・ろ過、PAC、およびイオン交換などの方法を使い、水銀でひどくは

飲料水水質ガイドライン

	汚染されていない原水を浄水処理することにより0.1 $\mu\text{g/L}$ の濃度を達成することができるはずである。
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	<p>ラットにおける2年間のNTPの研究の1.9 mg/kg体重/日の不確実係数1000 (LOAELからNOAELへの調整のための追加の不確実係数10)を腎作用に対するLOAELに適用することにより、同様なTDIが得られるかもしれない。</p> <p>現在のガイドライン値は、飲料水でみられる形態である無機水銀に適用し、従来のガイドライン値は総(無機および有機)水銀に適用された。</p>
評価実施日	2004
主要関連文書	IPCS (2003) <i>Elemental mercury and inorganic mercury compounds</i> WHO (2005) <i>Mercury in drinking-water</i>

無機水銀化合物の毒性の影響は、短期および長期曝露の後に、ヒトおよび実験動物において主に腎臓にて観察される。ラットにおいては、腎臓の絶対重量および相対重量の増加、尿細管壊死、蛋白尿、および低アルブミン血症などの影響がある。ヒトでは、急性の経口中毒は主に出血性胃炎や大腸炎を起こし、最終的な損傷は腎臓にいたる。全体的な証拠の重みは、塩化水銀(II)は、組織の損傷が明らかな場合、良性腫瘍の発生率の増加の可能性があることや、それが弱い遺伝毒性作用を有するが点突然変異は起こさないことである。

メトキシクロール

メトキシクロール(CAS No. 72-43-5)は、野菜、果実、樹木、飼料および家畜に使用される殺虫剤である。メトキシクロールは水溶解度が低く、ほとんどの農用地土壌中において移動性が極めて低い。一般的な使用条件において、メトキシクロールが環境上の懸念をもたらすことはないと思われる。食品および空気からの摂取量は、一人一日当たり1 μg 以下と推定される。環境中での代謝物は好気条件下よりもむしろ嫌気条件下で生成され、主な代謝物には脱塩素化物や脱メチル化物がある。メトキシクロールおよびその代謝物は、地表水の堆積物中に蓄積される可能性がある。

ガイドライン値	0.02 mg/L (20 $\mu\text{g/L}$)
検出状況	飲料水で時折検出され、農村地域ではその濃度が300 $\mu\text{g/L}$ にも達することがある。
TDI	5 $\mu\text{g/kg}$ 体重/日—ウサギの催奇形性試験における全身性のNOAEL 5 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、閾値のある発がん性を有する懸念と、データベースに制約があることにつき10)を適用。
検出下限値	0.001~0.01 $\mu\text{g/L}$ —GC
処理性	0.1 $\mu\text{g/L}$ —GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Methoxychlor in drinking-water</i>

メトキシクロールの遺伝毒性作用は、無視できる程度であると考えられる。1979年に、IARCはメトキシクロールをグループ3に分類した。その後のデータで、マウスの肝臓と精巣に対するがん誘発の可能性が示唆された。これは、メトキシクロールのエストロゲン様前駆体の哺乳動物代謝物のホルモン様作用によると考えられ、したがって、閾値を持つ可能性がある。しかし、この研究は単一の投与量だけについてであり、しかも、その投与量が最大耐容投与量を超えている可能性があるため、適切なものではなかった。長期試験、短期試験および生殖毒性試験のデータベースも不十分である。あるウサギの催奇形性試験において、全身性のNOAELとして5mg/kg体重/日が報告されているが、この値は他の試験におけるLOAELやNOAELよりも低い値である。そのため、このNOAELをTDIの導出に利用した。

メチルパラチオン

メチルパラチオン(CAS No. 298-00-0)は、世界中で製造されている局所性の殺虫剤およびダニ駆除剤であり、多くの農作物、特に綿花に対する使用が登録されている。メチルパラチオンは、環境中では主に大気と土壤中に分配される。土壤中で実質的には全く移動しないため、メチルパラチオン自体もその分解生成物も地下水まで到達することはない。メチルパラチオンの環境中での分解経路として最も重要なのは、微生物による分解である。メチルパラチオンの水中での半減期は、数週間から数ヶ月のオーダーである。米国の農業地帯における自然水中のメチルパラチオン濃度は、夏に最も高く、その最大値は0.46 µg/Lであった。一般集団がメチルパラチオンと接触するのは、空気、水または食品を通じてである。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生する。
評価実施日	2003
主要関連文書	FAO/WHO (1996) <i>Pesticide residues in food—1995 evaluations</i> . IPCS (1992) <i>Methyl parathion</i> WHO (2003) <i>Methyl parathion in drinking-water</i>

ヒトについて行われたいくつかの研究の結果をまとめて、赤血球および血漿中コリンエステラーゼ活性の低下に基づくNOAEL 0.3 mg/kg体重/日が導出された。メチルパラチオンは、マウスとラットの長期試験においてコリンエステラーゼ活性を低下させたが、発がん性は示さなかった。メチルパラチオンは細菌に対して変異原性があるものの、哺乳類組織に対する限られた範囲の試験において遺伝毒性を示す証拠はなかった。

メチルパラチオンの健康に基づく値は、ラットによる2年間の研究における網膜の変性、座骨神経の脱髄、体重の減少、貧血および脳のアセチルコリンエステラーゼ活性の減少についてのNOAEL 0.25 mg/kg体重/日に、種間差および種内差につき不確実係数100を適用することによって得られるADI 0~0.003 mg/kg体重/日に基づき、9 µg/Lと計算される。実験動物で観察される毒

性エンドポイントは、アセチルコリンエステラーゼの阻害以外のものであることから、ヒトでのコリンエステラーゼ阻害について導出されたNOAELよりも、むしろこれらのデータを用いた方がより適切であると考えられた。

メチルパラチオンの摂取量は、通常、すべての摂取源からによるものを合わせても少なく、ADIの上限値より大幅に低い。健康に基づく値は、飲料水中で通常検出されるメチルパラチオンの濃度よりもずっと高いことから、通常の条件下においてメチルパラチオンが飲料水中に存在しても、ヒトの健康に危害を及ぼすとは考えにくい。そのため、メチルパラチオンについて公式のガイドライン値を設定する必要はないと考えられる。

メチル-*t*-ブチルエーテル

メチル-*t*-ブチルエーテル、すなわちMTBEの主要な用途はガソリンの添加剤である。地表水はガソリンの流出により汚染される可能性がある。しかし、MTBEの高い揮発性により、ほとんどは蒸発によりなくなる。貯留タンクの流出や漏れは、MTBEがより持続する地下水中でより深刻な問題を引き起こす可能性がある。MTBEは地下水や飲料水中で1リットル当たりナノグラムからマイクログラムの範囲で検出されている。

ガイドライン値が設定されない理由	導出されるであろういかなるガイドラインも、MTBEが臭気により感知される濃度より著しく高い
評価実施日	2004
主要関連文書	IPCS (1998) <i>Methyl tertiary-butyl ether</i> WHO (2005) <i>Methyl tertiary-butyl ether (MTBE) in drinking-water</i>

一般集団に対しても職業上曝露するコホートに対してもヒトのがんに関する研究は発表されていない。吸入によるMTBEの曝露の神経学的、臨床的影響のヒトでの多くの研究があるが、結果はさまざまである。一般的に、ガソリンスタンドの様な局所的な環境でも、通常見つかるMTBEの濃度では、客観的な変化は見つかっていない。

証拠の重みによると、MTBEは遺伝毒性を有しないとされる。哺乳類および非哺乳類の*in vitro*と*in vivo*システムを利用した数多くの研究で、MTBEの変異原性の評価を行ったが、ほとんどすべての研究では陰性の結果となった。一つの機序で観察された影響の全てを説明できないことは明らかであるが、これらの結果は、MTBEの作用機序は遺伝毒性物質よりも非遺伝毒性物質であることを示唆している。MTBEは、齧歯類発がん物質と考えられるが遺伝毒性はなく、発がん反応は高濃度の曝露の時に限り明白であり、そのような濃度では他の悪影響もまた誘発されるという結論が出された。したがって、利用可能なデータは確定的とは考えられず、またヒトの発がん性リスクの評価に使うことは禁じられる。

導出されるであろういかなるガイドライン値も臭気により感知(臭味に敏感な参加者を使った研究では、15 µg/Lが反応を引き出す最も低いレベルである。)される濃度より著しく高いという事実

により、健康に基づくガイドライン値はMTBEに対しては導出されていない。

メトラクロール

メトラクロール(CAS No. 51218-45-2)は、様々な作物に対して用いられる選択性の発芽前散布用の除草剤である。メトラクロールは、生物分解、光分解および揮発により土壌から消失する。メトラクロールは移動性が高いため、条件によっては地下水を汚染することがあるが、大抵は地表水で検出される。

ガイドライン値	0.01 mg/L (10 μg/L)
検出状況	地表水および地下水で検出され、その濃度は10 μg/Lを超えることがある。
TDI	3.5 μg/kg体重/日—イヌによる1年間の投与実験において腎臓重量が明確な減少を示した2通りの最大投与量から算定したNOAEL 3.5 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、発がん性の懸念につき10)を適用。
検出下限値	0.75~0.01 μg/L—窒素・リン検出器付GC
処理性	0.1 μg/L—GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Metolachlor in drinking-water</i>

イヌによる1年間の実験において、メトラクロールの2つの最大投与量で腎臓重量の減少が認められた。齧歯類への給餌による2年間のメトラクロール投与実験において、マウスで観察された毒性応答は、最大投与量での体重増加量の減少と雌の生存率の低下のみであったのに対して、ラットでは最大投与量で体重増加量と飼料摂取量の減少が観察された。利用可能な研究結果によれば、メトラクロールがマウスに対して発がん性を有しているという証拠はない。ラットでは、これまでに雌の肝臓腫瘍の増加や雄の鼻部腫瘍の発生が観察されている。メトラクロールは遺伝毒性を有さない。

モリネート

モリネート(CAS No. 2212-67-1)は、稲作での広葉雑草およびイネ科雑草の制御に用いられる除草剤である。利用可能なデータによれば、モリネートによる地下水汚染は一部の稲作地帯に限られている。環境中におけるモリネートの存在に関するデータも限られている。モリネートの水中および土壌中での残留性は低く、半減期は約5日間である。

ガイドライン値	0.006 mg/L (6 μg/L)
検出状況	水中濃度が1 μg/Lを超える事例はほとんどない。
TDI	2 μg/kg体重/日—ラットにおける生殖毒性についてのNOAEL 0.2 mg/kg 体重/日に、不確実係数100(種間差および種内差につき)を適用。
検出下限値	0.01 μg/L—GC-MS

処理性	0.001 mg/L—GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	
・水への割り当て	TDIの10%
・体重	成人60 kg
・水摂取量	2L/日
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Molinate in drinking-water</i>

利用可能な限られた情報によれば、モリネートは実験動物に対して発がん性も変異原性も有していないようである。最も感度の高い指標は、雄のラットの生殖能力の損傷である。しかし、モリネート生産従事者の疫学調査データによれば、ヒトの生殖能力に対する影響は全く認められていない。

モリブデン

モリブデンは土壌中に自然に存在しており、特殊鋼の製造や、タングステンおよび顔料の生産に用いられている。また、モリブデン化合物は、潤滑油添加剤としてや、作物のモリブデン欠乏症の抑制に用いられている。飲料水中の濃度は通常0.01 mg/L未満であるが、鉱山の近傍では200 µg/Lに達した事例がある。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生する。
評価実施日	1993、2011に改訂
主要関連文書	WHO (2011) <i>Molybdenum in drinking-water</i>

モリブデンは必須元素と見なされており、成人の一日必須摂取量は0.1～0.3 mgである。

モリブデンは飲料水中では非常に低い濃度で発生するので、公式なガイドライン値が必要とは考えられていない。ガイダンスのために、健康に基づく値を導出することができる。

飲料水を介したヒトへの曝露に関する2年間の研究において、そのNOAELは0.2 mg/Lだと判明したが、この研究の質について懸念の声がいくつかある。モリブデンは必須元素なので、3という係数は種内差を反映するには十分と考えられている。これにより、健康に基づく値 0.07 mg/L (丸めた数) が与えられ、それは、実験動物の毒性学的研究の結果に基づき導出された値と同じ範囲にあり、また、モリブデンの一日に必須の摂取量とも整合性がとれている。

モノクロロ酢酸

モノクロロ酢酸は、水の塩素処理の過程で有機物から生成される。

ガイドライン値	0.02 mg/L (20 µg/L)
検出状況	地表水を原水とする飲料水中に82 µg/Lに至る濃度で存在する(平均2.1 µg/L)。

TDI	3.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日-2年間にわたり飲料水を通じてモノクロロ酢酸による曝露を受けた雄ラットにおける、脾臓の絶対重量および相対重量の増加に関するLOAEL 3.5 mg/kg 体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、NOAELの代わりに最小のLOAELを使用したこと、および、数世代にわたる生殖毒性研究の欠如によるデータベースの欠陥につき10)を適用。	
検出下限値	2 $\mu\text{g}/\text{L}$ -ECD付GC; 5 $\mu\text{g}/\text{L}$ -GC-MS	
処理性	利用可能な情報なし	
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て ・ 体重 ・ 水摂取量 	TDIの20% 成人60 kg 2L/日
評価実施日	2003	
主要関連文書	WHO (2003) <i>Monochloroacetic acid in drinking-water</i>	

ラットおよびマウスの2年間強制経口投与によるバイオアッセイでは、モノクロロ酢酸による発がん性の証拠は得られなかった。モノクロロ酢酸は限られた数の変異原性試験において陽性および陰性の結果を示しており、また、染色体異常試験や遺伝毒性試験では陰性である。IARCはモノクロロ酢酸の発がん性を分類していない。

モノクロロベンゼン

環境中へのモノクロロベンゼン(MCB)の放出は、主に農薬の溶剤および脱脂剤としてや、その他の工業用途への使用における揮発によると考えられる。MCBは地表水、地下水および飲料水から検出されており、カナダの水道水源における平均的な濃度は1 $\mu\text{g}/\text{L}$ 以下(最大5 $\mu\text{g}/\text{L}$)である。ヒトへの主な曝露源は空気と見られる。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水の中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生し、健康に基づく値は、報告された味と臭気の閾値の最低値をはるかに上回る。
評価実施日	2003
主要関連文書	WHO (2003) <i>Monochlorobenzene in drinking-water</i>

MCBの急性毒性は低い。多量のMCBの経口摂取の結果、主に肝臓、腎臓および造血系が影響を受ける。雄ラットによる試験では、高投与量で肝臓の腫瘍性結節の発生率が増加したが、発がん性の証拠は限られている。MCBは、*in vivo*でDNAと結合するが、それほど強い結合ではなく、大方の知見では変異原性を有していない。

MCBについては、2年間にわたるラットへの強制経口投与で確認された腫瘍性結節に基づくTDI 85.7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ 体重/日を根拠とし、発がん性に関する証拠が限られている点を考慮に入れて、健康に基づく値として300 $\mu\text{g}/\text{L}$ を算出し得る。しかし、MCBの環境中の濃度は、健康影響が懸念されるよりもはるかに低い濃度であるため、公式のガイドライン値を導出する必要はないと考えられる。また、この健康に基づく値は、水中におけるMCBの臭味閾値の最小値よりもはるかに高いことに注意するべきである。

MX

MXは、3-クロロ-4-ジクロロメチル-5-ヒドロキシ-2(5H)-フランンの通称であり、飲料水中の複雑な形態の有機物と塩素との反応によって生成される。これまでにフィンランド、イギリスおよび米国で、塩素処理されたフミン酸溶液および飲料水中において同定されており、37水源で2～67 ng/Lの濃度で検出されている。日本の複数の都市における飲料水5試料中にも、3未満から9 ng/Lの濃度のMXが含まれていた。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生する。
評価実施日	2003
主要関連文書	IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> WHO (2003) <i>MX in drinking-water</i>

MXは、*in vitro*の細菌や細胞に対する強力な変異原物質であり、ラットの生涯にわたる研究では発がん性の応答が観察されている。これらのデータでは、MXが甲状腺腫瘍および胆管腫瘍を誘発させることが示されている。IARCは、ラットへの発がん性および強力な変異原性を有することに基づいて、MXをグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。

雌のラットにおける胆管腫および胆管がんの増加に線型多段階モデル(体表面積補正なし)を適用することにより、MXの健康に基づく値1.8 μg/Lを算出し得る。しかし、この値は飲料水中で検出される濃度をはるかに超えており、このような低濃度でMXを測定することは分析上困難であることから、飲料水中のMXの公式なガイドライン値を提示する必要はないと考えられる。

ニッケル

ニッケルは、主にステンレス鋼やニッケル合金の製造に用いられる。非喫煙者や職業曝露を受けない集団にとって、ニッケルの主な曝露源は食品であり、一日経口摂取量に対する水の寄与は一般に小さい。しかし、汚染が著しい場合、地下水中の自然由来のニッケルが移動する区域がある場合、または、ある種の葉罐や、井戸に非耐食性材料を使用したり、ニッケルまたはクロムめっきした給水栓と接触する水を使用したりしている場合には、水からのニッケルの寄与が重大となることがある。

ガイドライン値	0.07mg/L (70 μg/L)
検出状況	飲料水中の濃度は通常0.02 mg/L以下であるが、給水栓や継手からニッケルが溶出している場合には1 mg/Lにも達することがある。地中の自然由来または産業由来のニッケル堆積物からの溶出があるような特殊な場合には、飲料水中の濃度がより高い可能性がある。
TDI	12 μg/L体重-胃が空の絶食患者の経口誘発の後に設定されたLOAELから導

	出される。
検出下限値	0.1 $\mu\text{g/L}$ –ICP-MS; 0.5 $\mu\text{g/L}$ –フレイムAAS ; 10 $\mu\text{g/L}$ –ICP-AES
処理性	20 $\mu\text{g/L}$ –通常処理(例えば、凝集など)により達成可能。地下水中で自然由来のニッケルが移動するばあい、除去はイオン交換または吸着による。ニッケルが、飲料水に接する合金、またはクロムメッキもしくはニッケルメッキした給水栓から浸出する場合、飲料水に接する材料の適切な管理および水を使用する前に給水栓を流して洗うことにより制御する。
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの20% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	<p>ガイドライン値は急性のLOAELに近いが、そのLOAELは飲料水からの総曝露量に基づいており、空腹時の胃への飲料水からの吸収は食品からの吸収より10から40倍高い。したがって、絶食患者の空の胃に関する飲料水を用いた研究から、経口曝露に対する許容できる摂取を根拠にすることは、最悪の場合のシナリオだと考えることができる。</p> <p>130 $\mu\text{g/L}$の一般的な毒性値はラットの2世代にわたる研究を丁寧に行うことにより決定することができるだろう。しかし、この一般的な毒性値は、十分多い経口曝露により湿疹反応を示したことがあるような、ニッケルに敏感な個人に対しては十分安全とは言えないかもしれない。</p>
評価実施日	2004
主要関連文書	WHO (2005) <i>Nickel in drinking-water</i>

IARCでは、吸入したニッケル化合物はヒトに対して発がん性のある物質(グループ1)、また、金属ニッケルはヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質(グループ2B)と結論付けた。しかし、ニッケルの経口曝露による発がんリスクについては証拠がない。強制経口によりニッケルを投与されたラットの2世代にわたる良好に行われた生殖の研究において、雄・雌の生殖系の保全性や機能、子供の成長や発達、および着床後・周産期の致死率などの、研究対象のエンドポイント全てについて明確なNOELが成体ラットおよびその子供で認められた。アレルギー性接触皮膚炎は、一般集団において、ニッケルによる最も頻発する影響である。

硝酸イオンおよび亜硝酸イオン¹²

硝酸イオン(NO_3^-)は環境中に自然にみられ、重要な植物養分の一つである。硝酸イオンは全ての植物の中に異なる濃度で存在し、窒素循環の一部である。硝酸イオンがより安定な酸化状態なので、亜硝酸イオン(NO_2^-)は、還元性環境以外では通常は著しく高い濃度で存在することはない。亜硝酸イオンは、硝酸イオンの微生物還元により、または摂取した硝酸イオンが*in vivo*で還元され生成される。亜硝酸イオンは、亜鉛メッキ鋼管内の硝酸塩を含み酸素が不足した飲料水の淀みでニトロソモナス菌により、または、残留消毒剤を提供するためにクロラミンが使われるときは、

¹² 硝酸イオンおよび亜硝酸イオンは、ある種の自然水において非常に懸念のある化学物質なので、硝酸イオンおよび亜硝酸イオンの化学物質ファクトシートは拡張されている。

飲料水水質ガイドライン

配水管内で化学的に生成される。

硝酸イオンは、(無機質窒素肥料や有機肥料の過剰な利用などの)農業活動、排水、および腐敗槽を含む、ヒトや動物の排泄物中の窒素廃棄物の酸化作用などの結果として地表水および地下水の両方に到達する。地表水の硝酸イオンの濃度は、化学肥料の表面流出、植物プランクトンによる取り込み、および細菌による脱窒素作用により急速に変動するが、地下水は比較的ゆっくりした変化を示す。自然植物からの浸出の結果として、地下水が硝酸イオンによって汚染されている場合もある。

一般的に、硝酸イオンおよび亜硝酸イオンに対するヒトの曝露の最も重要な発生源は野菜(亜硝酸塩および硝酸塩)および食品中の肉(亜硝酸塩が多くの塩漬肉にて防腐剤として使われている)である。しかし、飲料水が硝酸イオンの摂取、ときには亜硝酸イオンの摂取に対しても、大きな寄与を占める場合もある。人工栄養児の場合、飲料水が硝酸イオンおよび亜硝酸イオンの主要な外部曝露源の可能性がある。

ガイドライン値	硝酸イオン:硝酸イオンとして50 mg/L(または、硝酸性窒素として11 mg/L)－人工栄養児におけるメトヘモグロビン血症の予防のため(短期曝露) 亜硝酸イオン:亜硝酸イオンとして3 mg/L(または、亜硝酸性窒素として 0.9 mg/L)－人工栄養児におけるメトヘモグロビン血症の予防のため(短期曝露) 硝酸イオンと亜硝酸イオンの総量:硝酸イオンおよび亜硝酸イオンの各々が報告され、または試料にて検出された濃度のガイドライン値に対する比の和が1を超えてはならない。
検出状況	ほとんどの国では、地表水を原水とする飲料水の硝酸イオン濃度は10 mg/Lを超えないが、井戸水の硝酸イオン濃度はしばしば50 mg/Lを超えることがある。亜硝酸イオン濃度は通常はこれより低く、数mg/L以下である。
ガイドライン値導出の根拠	硝酸イオン(人工栄養児):疫学調査によると、飲料水の硝酸イオン濃度が常に50 mg/L以下の地域においては、乳児のメトヘモグロビン血症の事例はない。 亜硝酸イオン(人工栄養児):幼児に対して体重5kg、0.75リットルの飲料水の消費をメトヘモグロビン血症に関する用量の範囲の下限に適用し、0.4 mg/kg 体重。これは、10:1(モル濃度ベース)のメトヘモグロビン生成に関して亜硝酸イオンと硝酸イオンの相対的効力を許容することにより支持される。
検出下限値	0.005～0.01 mg/L(亜硝酸イオン)－分子吸光度法;0.01～1mg/L(硝酸イオン)－分光分析法;0.022 mg/L(硝酸イオン)および0.035 mg/L(亜硝酸イオン)－イオンクロマトグラフ法;0.1 mg/L(硝酸イオン)および0.05 mg/L(亜硝酸イオン)－LC
処理性	硝酸イオン:5 mg/L以下－生物学的脱窒素(地表水)またはイオン交換(地下水)により達成可能 亜硝酸イオン:0.1 mg/L－塩素処理(硝酸イオンの生成)により達成可能
付記	亜硝酸イオンは、クロラミン処理を行っている場合に配水過程システムにおいて高濃度で存在することがあるが、その存在はおおむね常に散発的である。したがって、メトヘモグロビン血症は最も重要な問題であり、このような場合においては、硝酸イオンが共存している可能性も考慮に入れつつ、メトヘモグロビン血症予防のために導出されたガイドラインを用いることが最も適切であろう。

	<p>乳児におけるメトヘモグロビン血症は同時に起こる下痢症と関係がある。したがって、官署は、硝酸イオンがガイドライン値に近い濃度の場合、または、風土的な乳児下痢症があるところでは人工栄養児に対して使われる水が微生物学的に安全であることについて、なお一層注意すべきである。硝酸イオンの濃度が100 mg/Lを超える場合、その水を人工栄養児に使うべきではないが、もし濃度が50~100 mg/Lで、その水が生物学的に安全で医療官署が一層の警戒をすれば使うことができる。</p> <p>クロロミン処理を行っている全水道事業者は、自らのシステムを綿密に定期的に監視し、消毒剤濃度、微生物学的水質および亜硝酸イオン濃度について検証するようにならなければならない。硝化が確認された場合(例えば、残留消毒剤濃度が低下し亜硝酸イオン濃度が上昇している場合など)には、亜硝酸イオンの生成を最小限にするために、浄水処理過程や化学的水質条件を見直す措置をとらなければならないことができる。ただし、消毒効率をおろそかにするようなことが決してあってはならない。</p> <p>乳児のメトヘモグロビン血症は、汚染微生物に対する同時曝露とも関係しているようである。クロロミンの使用の結果としての、配水システム中の亜硝酸イオンの発生は断続的であり、長期にわたる平均曝露は0.2 mg/Lを超えるべきではない。</p>
評価実施日	1998、2007/2010に改訂
主要関連文書	<p>FAO/WHO (2002) <i>Evaluation of certain food additives</i></p> <p>FAO/WHO (2003) Nitrite (and potential endogenous formation of <i>N</i>-nitroso compounds)</p> <p>Schmoll et al. (2006) <i>Protecting groundwater for health</i></p> <p>WHO (2011) <i>Nitrate and nitrite in drinking-water</i></p>

野菜、肉または水から摂取した硝酸イオンの吸収は速く、90%を超え、また最終の排泄は尿による。ヒトの場合、摂取した硝酸イオンの約25%は唾液中に再循環し、その内約20%は口中の細菌により亜硝酸イオンに変化する。通常の代謝としての一酸化窒素とタンパク質の分解による硝酸イオンの内生的形成もある。普通の健常な成人において、この内生的合成により、尿中に一日当たり約 62 mgの硝酸イオンを排泄することになる。硝酸イオンまたは亜硝酸イオンの内生的形成は、感染、特に胃腸感染症があると著しく増加する可能性がある。硝酸イオンの摂取が少ないとき、内生的形成は、体内の硝酸イオンの主な発生源となるだろう。ラットの唾液中で硝酸イオンを活発に分泌しないかもしれないので、硝酸塩の代謝はヒトとラットで異なる。

硝酸イオンは、一酸化二窒素や酸性亜硝酸イオンが抗菌性の性質を持つため、おそらく、様々な胃腸病原体から消化管を保護する役を果たしている。硝酸イオンは、その他の有益な生理学的役割を持っているかもしれない。したがって、外因性硝酸塩の摂取は有益であろうし、リスクの可能性と便益の可能性のバランスをとる必要が依然としてある。

通常、低胃酸や胃腸感染症を有する人以外では、硝酸イオンから亜硝酸イオンへの甚だしい細菌還元は胃では起らない。これらのヒトには、制酸剤、特に酸分泌を妨げるものを使用している人も含まれる。

ヒトにおいては、メトヘモグロビン血症は、赤血球の中で、亜硝酸イオンがヘモグロビンと反応した結果であり、酸素と強く結合しそれを開放しないメトヘモグロビンを生成し、よって酸素の運搬を妨害する。吸収された亜硝酸イオンのほとんどは酸化されて血液中で硝酸イオンになるが、残留

亜硝酸塩はヘモグロビンと反応する可能性がある。乳児における高濃度のメヘモグロビン(10%超)の生成は、チアノーゼを上昇させる可能性があり、これはブルーベビー症候群と呼ばれる。成人および小児において、著しく多い硝酸塩の摂取の結果、臨床的に有意なメヘモグロビン血症が起こる可能性はあるが、最もよくある状況は人工栄養児におけるその発症である。離乳幼児において、野菜から摂取した多量の硝酸塩に関連したメヘモグロビンの血症の例があったにもかかわらず、これは主に水中の高いレベルの硝酸イオンの結果だと考えられていた。体重の割に水の摂取が多く、また乳児においては、修復酵素の生成は限られているので、人工栄養児はよりリスクが高いと考えられている。メヘモグロビン血症と飲料水中の硝酸イオンと関連したメヘモグロビン濃度における無症状の増加についての臨床疫学研究において、症例の97%は44.3 mg/Lを超える濃度で発生し、臨床的症状はより高い濃度に伴うものであった。影響を受けた人は殆ど例外なく生後3か月未満であった。

飲料水中の硝酸イオンは人工栄養児においてメヘモグロビン血症に対する重要なリスク要素かもしれないが、同時に起こる胃腸感染症の存在下でメヘモグロビン血症のリスクが主に増加し、それにより、内因性の亜硝酸イオンの生成が増加し、硝酸イオンから亜硝酸イオンへの還元を増加させるかもしれない、また脱水症状に対して水の摂取を増加することになるかもしれないという説得力のある証拠がある。多くの症例は胃腸感染症がメヘモグロビン血症の主な原因であると説明されてきた。文献で報告されているメヘモグロビン血症のほとんどの症例は、微生物汚染の可能性が高い汚染された私有の井戸に関連しており、また主に飲料水が嫌気性のときであり、それは適正に消毒されていなければ起こるはずがないものである。

亜硝酸イオンは、ニトロソ化可能化合物、第一級・第二級アミンと体内で反応し*N*-ニトロソ化合物を生成する。これらの多くは、ヒトに対する発がん性を有すると考えられており、また、*N*-ニトロソプロリンなど他のものは、発がん性はない。ヒトにおける硝酸塩の摂取に関連した*N*-ニトロソ化合物の生成に関するいくつかの研究がなされてきたが、ニトロソ化可能化合物の摂取と胃の生理機能において大幅な変動がある。*N*-ニトロソ化合物の高い平均濃度は、高い硝酸イオン濃度と共に、無酸症(胃の塩酸の濃度が非常に低い)の人の胃液で見られてきた。しかし、他の研究の多くは確定的でなく、総合的な硝酸塩の摂取と比べ、飲料水中の硝酸イオンとの明確な関連はなさそうである。アスコルビン酸や緑茶のような、数多くの食品の抗酸化成分の適度な消費は、内因性の*N*-ニトロソアミンの形成を低減している。

硝酸塩の摂取と主に胃がんとの関係について、非常に多くの疫学研究がなされてきた。疫学的データは、全てのがんに関して最終的な結論に達するためには不十分と考えられているが、どのがんの部位も因果関係の説得力のある証拠はない。証拠の重みは、胃がんと飲料水中の硝酸イオンの間に因果関係はなさそうだということを示唆している。

飲料水中の硝酸イオンは先天性奇形と関係がある可能性があるとの意見があったが、総合的な証拠の重みはこれを支持していない。

硝酸イオンはヨウ素の摂取と競合しそれを妨げているようであり、それは甲状腺に悪影響を与える可能性がある。しかし、どの程度の硝酸塩の摂取でこれが問題となるかは不明だが、多量の硝酸塩の摂取と同時にヨウ素の欠乏が生じた状況下に限り問題となるものである。

飲料水中の硝酸イオンと小児期糖尿病の発生率の間に関連があるとの意見がある。しかし、その後の研究では、有意の関係は見つかっておらず、その機構も特定されていない。

高用量の亜硝酸塩で処置されたラットの研究のなかには、用量に関連した副腎球状帯の肥大が見られ、一種のマウスが他より感受性が高いようであった。しかし、この最小限の肥大は、高用量の亜硝酸塩に対する反応におけるわずかな血圧変動に対する生理的反応によるものと考えられた。

硝酸塩は実験動物における発がん性はない。亜硝酸塩は頻繁に研究されており、発がん活性が示唆されているが、それは非常に高い用量の場合に限る。最新の長期研究は、雌マウスの前胃における発がん性の曖昧な証拠のみが示されたが、ラットや雄マウスにはみられなかった。遺伝毒性の証拠がないため、亜硝酸ナトリウムはマウスとラットに対して発がん性はないとの結論に至った。加えて、ヒトは前胃を持たず、用量も高かったため、これらのヒトに対する有意性は非常に疑わしい。

硝酸イオンとして50 mg/L(または、硝酸性窒素として報告された場合は 11 mg/L)の硝酸イオンのガイドライン値は、乳児におけるメトヘモグロビン血症に対する疫学的証拠に基づき、それは、短期曝露による結果であり、人工栄養児に対して、また結果的に他の集団に対しても安全な値である。この結果は、微生物学的な汚染の存在やその結果起こる胃腸感染症により複雑なものとなり、この集団に対するリスクを著しく増加させる可能性がある。したがって、官署は、硝酸イオンがガイドライン値に近い濃度の場合、人工栄養児に対して使われる水が微生物学的に安全であることに対してなお一層注意すべきである。

亜硝酸イオンとして、3 mg/Lの亜硝酸塩のガイドライン値(または、亜硝酸性窒素として報告される場合は 0.9 mg/L)は、乳児におけるメトヘモグロビン血症を引き起こす亜硝酸イオンの用量が0.4 mg/kg体重から 200 mg/kg体重以上の範囲であること示す、ヒトに関するデータに基づいている。その範囲の下限値(0.4 mg/kg 体重)、乳児の体重5kg、および0.75リットルの飲料水消費を適用することにより、3 mg/L(丸めた値)のガイドライン値を導出することができる。

飲料水中に硝酸イオンと亜硝酸イオンが同時に発生する可能性のため、そのガイドライン値(GV)に対するそれぞれの濃度(C)の比の合計が1を超えるべきではない。

$$\frac{C_{\text{硝酸塩}}}{GV_{\text{硝酸塩}}} + \frac{C_{\text{亜硝酸塩}}}{GV_{\text{亜硝酸塩}}} \leq 1$$

慢性的な曝露に関して、JECFAは硝酸塩に対して0~3.7 mg/kg体重のADI、および亜硝酸イオンとして表わされる亜硝酸塩に対して0~0.07 mg/kg体重のADIを提案した。硝酸イオンの値は

実験動物研究における、370 mg/kg体重/日のNOELに基づく。しかし、硝酸イオン・亜硝酸イオンの代謝の既知の種間差を考慮し、現時点ではこれをヒトに対するリスク評価に使用することが適切とはみなされていない。亜硝酸塩のJECFAのADIは安全係数100を使い、ラットの心臓と肺への影響に関する2年間の研究に基づく。しかし、実験動物と比べたヒトの感受性にまつわる不確実性により、この値は暫定とみなされ、現在は保留され、亜硝酸イオンの代謝に関して実験用齧歯類とヒトとの相違に関する証拠という観点から検討を受けているところである。

現実的配慮

特に地下水の硝酸イオン濃度を制御する最適な方法は汚染の防止である。これは、化学肥料や有機肥料の利用や家畜糞尿の保管の管理と共に、農業活動の適切な管理、汲取り便所および腐敗槽を設置場所の注意深い設定、ならびに下水漏れの制御という形式をとるであろう。それは、また、流出排水の脱窒の形式をとるかもしれない。

メトヘモグロビン血症は私有の井戸に最も頻繁に関連してきた。腐敗槽や汲取り便所を井戸や井戸が掘られる場所の近くに設置しないことを確実にすること、また、排水が井戸や井戸周囲の土壌に入らないよう保証するために、家畜糞尿から十分な距離が保たれていることを確実にすることは特に重要である。井戸周辺の狭い場所では有機質肥料や化学肥料を家庭用に使う場合、汚染の可能性を防ぐために注意して管理することは特に重要である。この様な井戸は排水に係る井戸に流入しないよう十分保護するべきである。硝酸イオン濃度が上昇した場所、または井戸の検査の結果、近くに汚染の可能性のある硝酸イオンの発生源が示された場合、特に微生物学的水質が低いかもしれないと示された場合、多くの対策をとることができる。水は、消費前に適切な方法で、煮沸または消毒すべきである。人工栄養児に対して代替供給が可能な場合、微生物学的に安全であることを確保するよう注意しながら、それらを使うことができる。それに続いて、井戸を保護し、硝酸イオンおよび微生物汚染双方の発生源がその井戸の周辺から除去されたこと確認する手順を踏むべきである。

自家用井戸が一般的な地域では、衛生官署は硝酸イオン汚染が問題ではなく、または問題としないことを確かにするため多くの手順を踏んだほうが良い。その手順には、母親、特に妊婦を対象に安全性に関する適切な情報の提供、問題があるかどうかを判断するための目視検査の支援、問題が疑われる場合の試験施設の提供、水の消毒の手引書の提供、または硝酸イオン濃度が特に高い所では、安全な水源からのボトル水の提供や、どこでそのような水を手に入れるかの助言の提供などがある。

管路による供給に関しては、硝酸イオンが存在するところでは、水源の代用が可能でないとき、飲料水供給の処理のために可能な最初のアプローチは、汚染された水を低硝酸イオンの水源で薄めることである。混合が実行できない場合、飲料水に対して数多くの処理技術が利用可能である。まず、消毒があり、それは水中の病原性・非病原性細菌数を最小にするとともに、亜硝酸イオ

ンを酸化し毒性の低い硝酸イオンに変える。硝酸イオン除去の方法には、イオン交換(通常は、地下水に対して)および生物脱窒法(通常は、地表水に対して)がある。しかし、どちらのアプローチにも、イオン交換の再生廃液の再生や廃棄の必要、運用の複雑さ、および生物脱窒法による最終水の微生物や炭素フィード汚染の可能性などの欠点がある。

配水システムにおいて残留消毒剤を供するために、クロラミン処理を使用する際には注意が必要である。レジオネラを制御するためにクロラミンを使用する場合、これを管理することは、主たる配水システムまたは建築物の配水システムの亜硝酸イオンの生成を最小限に抑えるために重要である。

ニトリロ三酢酸

ニトリロ三酢酸は、NTAとも呼ばれ、主に、リン酸塩の代替品として洗剤に、そしてまた、鉱物による湯垢(スケール)の蓄積防止のためのボイラー用水の処理に用いられている。

ガイドライン値	0.2 mg/L (200 μg/L)
検出状況	飲料水中の濃度は通常は数 μg/Lを超えないが、35 μg/Lもの高濃度が測定された事例がある。
TDI	10 μg/kg体重/日—ラットによる2年間の研究における腎炎およびネフローゼの発症を根拠に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、高投与量での発がんの可能性につき10)を適用。
検出下限値	0.2 μg/L—窒素検出器付GC
処理度性能	水からの除去に関する情報は見つからず。
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの50% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Nitritotriacetic acid in drinking-water</i>

NTAは実験動物では代謝されず、速やかに排出されるが、その一部が一時的に骨中に残留することがある。実験動物への急性毒性は低い、腎臓毒性を生じる投与量よりも高い投与量で齧歯類に長期間に曝露させた場合に、腎がんを発症することが示されている。IARCではNTAをグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。NTAは遺伝毒性を有しておらず、報告されている腫瘍の誘発性は、尿道での亜鉛やカルシウムなどの2価イオンとのキレート形成による細胞毒性に由来し、過形成や腫瘍にいたると考えられている。

ニトロベンゼン

ニトロベンゼンは主に、アニリンの製造で使われるが、それはまた、溶媒、金属研磨剤や金属石鹼の材料、および、アセトアミノフェン等の他の有機化合物の合成に使われる。ニトロベンゼンはこれら製造工程中に水に放出される可能性がある。

地表水、地下水および大気などの環境試料中のニトロベンゼンの濃度は、産業汚染がある地域を除いて、一般的には低い。限られたデータによると、汚染の可能性は地表水より地下水において高い。

一般集団は、大気および潜在的に飲料水の中の様々な濃度のニトロベンゼンに曝露する可能性がある。製造活動および石油精製所の周辺の集団に限り、ニトロベンゼンへの有意な曝露を受ける可能性がある。しかし、地下水と土壌の汚染および植物によるニトロベンゼンの吸収の可能性により、放棄された危険な水のある場所の中またはその周辺に住む人々も、より高い曝露を受ける可能性がある。

ガイドライン値が設定されない 飲料水中では、健康に対する問題となる濃度ではまれにしか認められない。	
理由	
評価実施日	2009
主要関連文書	WHO (2009) <i>Nitrobenzene in drinking-water</i>

ニトロベンゼンは、吸入、皮膚、経口を介して曝露すると、ヒトに対して毒性がある。ニトロベンゼンのヒトへの曝露に関連した主な全身作用はメヘモグロビン血症である。最近のいくつかの研究で、変異原性試験における陽性の結果が報告されているが、ニトロベンゼンは遺伝毒性を有しない化学物質であるということを排除することはできない。長期間の経口投与による研究結果は入手できない。吸入の研究に基づき、IARCは、ニトロベンゼンの発がん性に対して、ヒトにおいては不十分な証拠しかないが、実験動物においては十分な証拠があるとして、ニトロベンゼンをグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類した。

ニトロベンゼンが検出下限を超えた濃度で水中にて発生することはまれなので、公式なガイドライン値を導出することが必要とはみなされていない。しかし、健康に基づく値は、流出が発生した場合、産業地区で高めの濃度となった場合のガイダンスを提供するために計算することができる。利用できる限られた情報により、健康に基づく2つの値が導出される。一つは短期曝露用(30 µg/L)であり、他方は長期曝露用(8~63 µg/L、エンドポイントと使われたアプローチに依存する)。長期の健康に基づく値は、吸入の研究からの用量メトリックの変換や消化管におけるアニリンに対する代謝の増加の可能性による大きな不確実性を含むということを強調されるべきである。

ニトロベンゼンはヒトに対して有力なメヘモグロビン血症作用物質であり、人工栄養児にとって特に懸念があるということを強調すべきである。現在、このエンドポイントに対して健康に基づく個別の値を決めるだけの十分なデータはない。

水における報告された臭気の閾値は30~110 µg/Lであることもまた注意すべきである。

N-ニトロソジメチルアミン

N-ニトロソジメチルアミンはNDMAとも呼ばれ、ジメチルヒドラジン(ロケット燃料の成分)の分解

やいくつもの他の産業を通して飲料水中に起こる可能性がある。*N*-ニトロソジメチルアミンは特定の農業の汚染物質でもある。NDMAはクロラミン処理の消毒副生成物(モノクロラミンがジメチルアミンと反応することによる、排水の放出に影響された水に偏在する成分)、またある程度は塩素処理の消毒副生成物であることが特定された。NDMAは水のイオン交換処理の副生成物としても生成する可能性もある。

ガイドライン値	0.001 mg/L (0.1 μg/L)
検出状況	クロラミン処理が使われるところでは、配水システムの資料は浄水処理施設での処理済み水に比べはるかに高い濃度のNDMAを有する可能性がある。配水システムで0.16 μg/Lに及ぶ濃度が測定されたことがあるが、浄水処理施設での水における濃度は通常は0.01 μg/L未満である。
ガイドライン値導出の根拠	雌のラットの肝臓の胆管嚢胞腺腫、多段階モデルの使用し、飲料水研究における観測された、最も感受性の高い発がん性エンドポイント。
検出下限値	0.028 ng/L—キヤピラリーカラムGCおよび化学イオン化タンデムMS; 0.4 ng/L—キヤピラリーカラムGCおよび高解像MS; 0.7~1.6 ng/L—GC-MSおよびアンモニアポジティブ化学イオン化検出(ammonia positive chemical ionization detection)
処理度性能	NDMA除去の最も一般的なプロセスはUV照射である。対象の水がよほどひどく汚染されていない場合、UV照射により0.005 μg/Lの濃度が達成されるはずである。NDMAはエアストリッピング、活性炭吸着、逆浸透、あるいは生物ろ過では除去されない。
付記	消毒中にNDMAの生成を低減する方法として可能性があるものには、クロラミン処理の利用の回避、不連続点塩素処理の利用、および塩素処理に先立つアンモニアの除去が含まれる。
評価実施日	2006
主要関連文書	IPCS (2002) <i>N-Nitrosodimethylamine</i> WHO (2008) <i>N-Nitrosodimethylamine in drinking-water</i>

NDMAは実験動物において、飲料水を介しての摂取などいくつもの経路を経由する強力な発がん性物質であるという決定的な証拠がある。NDMAは、IARCによりヒトに対しておそらく発がん性を有すると分類されてきた。NDMAが、がんを生む機構は十分理解され、それは、肝臓ミクロソーム酵素による生体内変化を伴い、メチルジアゾニウムイオンを生成する。この反応性代謝物はDNA付加体を形成し、ほとんどの証拠は、*O*⁶-メチルグアニンがおそらく近位発がん物質であることを指摘している。発がん性の明確な証拠の結果、他の潜在的な毒性エンドポイントの研究はほとんどなされていない。

また、NDMAが*in vivo*と*in vitro*の両方で発がん性を有するという十分な証拠がある。肯定的な*in vitro*の結果を得るためには、肝ミクロソームS9画分による活性化が必要である。ヒトのS9画分は、Ames試験における遺伝毒性の促進において、ラットのS9画分よりはるかに活発であるという最近の観察は、ヒトはNDMAの発がん性に対して特に感受性が高いことを示している。

いくつもの症例—ヒトにおけるNDMAの多くの制御の研究と一つのコホート研究があるが、いずれもがんの定量的なリスクの導出に使うことはできない。それらの結果は、NDMAが積極的に胃

がんまたは大腸がんに関与しているという仮定を支持している。しかし、いずれの研究も飲料水を曝露経路として重要視しておらず、そのかわり、それらの研究ではNDMAの総食餌摂取の推計が使われた。

パラチオン

パラチオン(CAS No. 56-38-2)は非浸透性の殺虫剤であり、世界中の多くの国で使用されている。パラチオンは、屋外および温室で、燻蒸剤やダニ駆除剤として、また様々な作物の収穫前の土壌および枝葉の処理に用いられている。環境中に放出されたパラチオンは、土壌の最上層に強く吸着され、ほとんど浸透しないと考えられる。パラチオンは約1週間以内に地表水から消失する。通常、一般集団が空気や水を通してパラチオンへの曝露を受けることはない。食品中の残留パラチオンが主な曝露源である。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生する。
評価実施日	2003
主要関連文書	FAO/WHO (1996) <i>Pesticide residues in food—1995 evaluations</i> WHO (2003) <i>Parathion in drinking-water</i>

パラチオンは、毒性試験の対象となったすべての生物種において、コリンエステラーゼ活性阻害を示している。2年間にわたるラットによる研究では、発がん性の証拠は認められていない。JMPRでは、パラチオンは遺伝毒性を有していないと結論付けた。

ラットを用いた2年間の研究における、次に高い投与量での網膜萎縮および脳のアセチルコリンエステラーゼ阻害についてのNOAEL 0.4 mg/kg体重/日に、種間差および種内差につき不確実係数100を適用して求めたADI 0~0.004 mg/kg体重/日に基づき、パラチオンの健康に基づく値10 µg/Lを算出することができる。ヒトの赤血球のコリンエステラーゼ阻害についてのNOAEL 0.1 mg/kg体重/日が利用できるため、実験動物の赤血球や脳のアセチルコリンエステラーゼ阻害のみに基づくより低いNOAELを使用することは、適切でないと考えられた。

あらゆる経路から摂取されるパラチオンは通常少量であり、ADIの上限値よりも十分に小さい。上記のパラチオンの健康に基づく値は、飲料水中で検出されるパラチオンの濃度よりもはるかに高いので、通常の条件下では飲料水中にパラチオンが存在していても、ヒトの健康に対して危害因子となるおそれはほとんどない。以上のことから、パラチオンの正式なガイドライン値を設定する必要はないと考えられる。

ペンディメタリン

ペンディメタリン(CAS No. 40487-42-1)は発芽前除草剤であり、移動性がかなり低く、土壌中に残留する。ペンディメタリンは、日本で大量(5,000トン/年)に使用されている。ペンディメタリンは、

光分解、生物分解および揮発により失われる。ペンディメタリンが浸透する可能性は極めて低いと考えられるが、より極性の高い分解産物の挙動についてはほとんど知られていない。

ガイドライン値	0.02 mg/L (20 μg/L)
検出状況	限られた利用可能な研究においては、飲料水中ではまれにしか検出されない。
TDI	5 μg/kg体重/日－長期間のラット給餌試験における最小投与量(5 mg/kg体重)での微弱な肝臓毒性の証拠に基づき、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、NOAELの代わりにLOAELを使用したこととデータベースが限られていることにつき10)を適用。
検出下限値	0.01 μg/L (GC-MS)
処理性	1 μg/L－GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Pendimethalin in drinking-water</i>

ラットでの短期間の食餌試験では、最大投与量において様々な肝毒性の発現や雄の腎臓重量の増加が観察された。長期間の食餌試験では、最小投与量においてもいくつかの毒性影響(マウスでの高血糖症やラットでの肝毒性)が発現した。利用可能なデータによれば、ペンディメタリンは顕著な変異原性は有していないようである。マウスおよびラットでの長期間の研究結果からは、発がん性の証拠は出ていないが、これらの研究には重大な方法論上の限界がある。

ペンタクロロフェノール

PCPともいわれるペンタクロロフェノール(CAS No. 87-86-5)およびその他のクロロフェノールは、主に木材の真菌増殖の防止に用いられる。特定の地域においてPCPによる飲料水の汚染がある場合や、PCP処理されたログハウスからの曝露がある場合を除いて、PCPの主な曝露源は食品である。

暫定ガイドライン値	0.009 mg/L (9 μg/L)
	実験動物とヒトでは代謝が異なるため、ガイドライン値は暫定とした。
検出状況	試料水中の濃度は通常10 μg/L以下であるが、特定の条件下では地下水中でこれより大幅に高い濃度で検出されることがある。
ガイドライン値導出の根拠	NTPバイオアッセイにおける腫瘍発生についての体表面積補正なしの多段階モデル適用結果に基づいており、実験動物とヒトで代謝に種間差があること、すなわち、ラットで生成される重要な代謝物がヒトでは重要度が低いことを考慮している。
検出下限値	0.005~0.01 μg/L－ECD付GC
処理性	0.4 μg/L－GACにより達成可能
付記	過剰生涯発がんリスク 10^{-5} の上限に相当するPCP濃度は、1993年のガイドライン第2版で設定されたガイドライン値と同程度であるため、このガイドライン値を維持する。
評価実施日	1998

IARCでは、PCPのヒトに対する発がん性の証拠は不十分であるが、実験動物での証拠は十分であることに基づき、PCPをグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。PCPを含む混合物による曝露を受けた集団についての疫学調査において、決定的とは言えないが、PCPの発がん性を示唆する証拠が得られている。一動物種(マウス)では、発がん性を示す決定的な証拠が得られている。実験動物とヒトでは代謝に顕著な違いがあるとは言え、PCPを発がんの可能性のある物質として扱うのが賢明であると考えられた。

石油製品

石油製品は、主に燃料として大量に使われる。石油製品は原油から、精製と分別により生成された様々な化学物質の混合物である。石油製品は主に脂肪族と芳香族の炭化水素であり、それらの多くは水に対して非常に低い溶解性を有する。石油製品は広範囲に蓄えられ、扱われ、そして、しばしば流出する。飲料水への主な懸念は、原水への流入、配水システムへの浸透、および浄水処理作業での汚染の可能性である。

ガイドライン値が設定されない理由	ほとんどの場合、特に短期曝露のときは、健康への懸念がある濃度より低い濃度で味や臭気を感じることができる。
評価実施日	2004
主要関連文書	WHO (2005) <i>Petroleum products in drinking-water</i>

飲料水を介しての石油製品の成分への曝露はしばしば、事故による流出または短期的な事故の結果としての短期的なものである。係る事故は全石油系炭化水素の高い濃度へつながるかもしれない。しかし、ほとんどの溶解性芳香族炭化水素の多くは、特に短期曝露のときは、健康への懸念がある濃度より低い濃度で、味や臭気を感じることができる。アルキルベンゼンやアルキルナフタレンなどの物質は、味および臭気の閾値が1リットル当たり数マイクログラムである。上記を考慮し、飲料水中の石油製品に対して公式なガイドライン値を設定することは適切とは考えられていない。

流出が起こった場合、その状況に特化した健康に対するリスクの評価を行うことが必要になるだろう。石油製品は数多くの個別の炭化水素の複雑な混合物であるという事実は、利用者へのリスクの可能性を決定する際に、複雑な要素となる。したがって多くの場合、飲料水からのリスクの評価において、個別の化学物質を評価する従来のアプローチは不適切となる。この困難さを克服するために、一連の炭化水素画分を検討し、これらの画分の適切な耐容濃度を定めることがより現実的である。最も広く受け入れられているアプローチは米国全石油炭化水素基準作業部会により策定されたもので、そこでは、全石油系炭化水素を、炭素原子の数と沸点に基づき、一連の脂肪性と芳香性留分に分類し、等価な炭素の数を割り当てるものである。

この実際的なアプローチは、石油製品による飲料水の大規模な汚染に関わる健康リスクの可能性を評価する適切な基礎を提供する。飲料水に対する種々の画分の、TDIと等価な参照用量のそれぞれの10%の割当は係るリスクの保守的な評価を提供する。このアプローチは、炭化水素の画分の分析に基づいているが、ほとんどは溶解性が低く、溶解性のある留分のほとんどは、概ね分子量の低い芳香性炭化水素からなり、最も高い濃度で存在することになる。

pH

pHについては、健康に基づくガイドライン値は提示されていない。通常、pHは利用者に対して直接的な影響を及ぼさないが、水質上の運転管理パラメータとしては最も重要なものの一つである(第10章参照)。

ガイドライン値が設定されない	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度で発生しない。
理由	
付記	運用上、重要な水質パラメータ
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2007) <i>pH in drinking-water</i>

2-フェニルフェノールおよびそのナトリウム塩

2-フェニルフェノール(CAS No. 90-43-7)は、消毒剤、殺菌剤および殺ウイルス剤として使用されている。農業において、2-フェニルフェノールは果実、野菜および卵の消毒に用いられる。また、病院、養護施設、動物病院、養鶏場、酪農場、クリーニング店、理髪店および食品加工場において、一般的な表面消毒剤として使用されている。2-フェニルフェノールは地表水中で分解しやすく、河川水中での半減期は約1週間である。

ガイドライン値が設定されない	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生する。
理由	
評価実施日	2003
主要関連文書	FAO/WHO (2000) <i>Pesticide residues in food—1999 evaluations</i> WHO (2003) <i>2-Phenylphenol and its sodium salt in drinking-water</i>

2-フェニルフェノールの毒性は低いことが明らかにされている。2-フェニルフェノールとそのナトリウム塩は雄ラットに対して発がん性を有しており、また、2-フェニルフェノールは雄マウスに対して発がん性を有している。しかし、2-フェニルフェノールへの曝露によって、雄ラットで認められた膀胱腫瘍および雄マウスで認められた肝腫瘍は、特定の種および性に固有の閾値を有する現象であると考えられる。JMPRでは、2-フェニルフェノールがヒトに対して発がんリスクをもたらす可能性はまずないと結論付けた。IARCの作業部会では、2-フェニルフェノールのナトリウム塩をグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に、2-フェニルフェノールをグループ3(ヒトに

対して発がん性による分類ができない物質)に分類したが、JMPRでは、IARCの分類はリスク評価ではなく危害同定に基づいており、さらに、毒性や発がん性に関する未公表の研究成果を除外し、公表された文献のみに限られていると指摘している。JMPRは、また、2-フェニルフェノールの遺伝毒性については未解決の問題があると結論付けている。

2-フェニルフェノールの健康に基づく値1 mg/Lは、雄ラットにおける体重増加量の減少、膀胱の肥厚化および膀胱がんの発現に基づく2年間の毒性研究における、NOAEL 39 mg/kg体重/日に、種間差および種内差につき不確実係数100を適用して得られるADI 0~0.4 mg/kg体重/日に基づいて、計算により求めることができる。しかし、2-フェニルフェノールの毒性は低いため、上記の健康に基づく値は飲料水中で検出される濃度よりずっと高い。それゆえ、通常の条件下で、飲料水中の2-フェニルフェノールがヒトの健康に対する危害因子となることはまずない。以上のことから、2-フェニルフェノールの正式なガイドライン値を設定する必要性はないと考えられる。

多環芳香族炭化水素

多環芳香族炭化水素はPAHともいわれ、炭素原子と水素原子から成る縮合芳香環を2個以上含む多様な形態の有機化合物群である。大部分のPAHは、様々な燃焼プロセスや熱分解源から大気経由で環境中に入る。PAHは、水溶解度が低く、懸濁物質への親和性が高いため、通常、水中で高濃度で検出されることはない。飲料水中のPAHの主な汚染源は、通常は、腐食防止のためコールタール被覆が施された配水管である。飲料水中で最もよく検出されるPAHはフルオランテンであり、主として鑄鉄またはダクタイル鑄鉄製配水管のコールタールライニングと関係している。PAHは、大気からの降下により由来して様々な食品中で、また、汚染された水に由来して魚類中で検出されている。PAHは、炭火焼き、直火焼き、ロースト、フライまたはベーキングなど、食品の調理過程でも生成される。一般集団にとって、PAHへの主な曝露経路は、食品と屋外および屋内の空気である。暖房や調理に裸火を使用することは特に発展途上国では一般的であり、それによりPAHへの曝露量が高まることがある。水道管のコールタール被覆によりPAH汚染のレベルが高い場合には、飲料水からのPAH摂取量が食品による摂取量と同じか、それを上回ることもある。

ガイドライン値	ベンゾ[a]ピレン:0.0007 mg/L(0.7 μg/L)
検出状況	汚染されていない地下水でのPAH濃度は通常0~5 ng/Lであるが、汚染された地下水では10 μg/Lを超えることがある。飲料水におけるいくつかのPAHの代表的な合計濃度は約1 ng/L~11 μg/Lである。
ガイドライン値導出の根拠	マウスによる経口発がん試験に基づき、2段階出生-死亡変異モデルにより算定したもので、投与パターンおよび致死時点の違いを組み込んでいる。投与群の数は小さいが、マウスでの経口投与によりベンゾ[a]ピレンの発がん性を検討した新規研究に基づく、腫瘍形成の用量-反応関係を定量化した結果も、この値の妥当性を裏付けるものである。
検出下限値	0.01 μg/L-GC-MS および蛍光検出器付逆相HPLC

処理性	0.05 $\mu\text{g/L}$ —凝集により達成可能
付記	飲料水中にフルオランテンが高濃度で存在していないのに、ベンゾ[a]ピレンが高濃度で存在している場合には、おそらく管のコールタールライニングの著しい劣化に起因して、コールタール粒子が存在していることを示している。 管のライニングや貯水槽の被覆にコールタール系およびそれに類似した材料を用いることは、取りやめるよう勧告する。
評価実施日	1998
主要関連文書	WHO (2003) <i>Polynuclear aromatic hydrocarbons in drinking-water</i>
ガイドライン値が設定されない理由	フルオランテン: 飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生する。
評価実施日	1998
主要関連文書	WHO (2003) <i>Polynuclear aromatic hydrocarbons in drinking-water</i>

PAHの混合物がヒトに対して発がん性を有することの証拠は、主として、経気道および経皮による職業曝露を受けた作業従事者についての研究結果から得られたものである。ヒトの経口曝露について、利用可能なデータはない。特に飲料水については、ベンゾ[a]ピレン以外のPAHの経口毒性に関するデータは僅かしかない。経皮およびその他の研究のデータ比較により、PAHの相対的な発がん強度が決定されている。発がん強度の順序は一貫しているため、この手法はベンゾ[a]ピレンに対するPAHの相対的な発がん強度を表す有用な指標を提供するものである。

フルオランテンの健康に基づく値 $4\mu\text{g/L}$ は、マウスでの13週間の経口強制飼養試験における、血清中のグルタミン酸-ピルビン酸アミノ基転移酵素濃度の上昇、腎臓と肝臓の病変、および、臨床所見と血液の変化についてのNOAEL 125 mg/kg体重/日に、不確実係数10,000(種間差および種内差につき100、亜慢性試験であることおよびデータベースが不十分であることにつき10、マウスの皮膚塗布試験におけるベンゾ[a]ピレンの発がん性を示す明確な証拠につき10)を適用することによって算出される。しかし、この健康に基づく値は、飲料水中で通常検出される濃度を大幅に上回っている。それゆえ、通常の条件下では、飲料水中のフルオランテンがヒトの健康に対する危害因子となることはない。以上のことから、フルオランテンの正式なガイドライン値を設定する必要はないと考えられる。

カリウム

カリウムはヒトにとって必須元素の一つであり、健康な人にとって問題となる濃度で飲料水中にて見つかることは、たとえあるとしても、まれである。一日当たりの推奨摂取量は3,000 mg以上である。カリウムは、全ての自然水などの環境中に広く見つかる。カリウムはまた、浄水処理の酸化剤として過マンガン酸カリウムを使うことにより飲料水中で見つかる可能性もある。いくつかの国では、塩化カリウムは、塩化ナトリウムの代わり、またはそれと共に家庭の水の軟化処理のためのイオン交換に使われており、カリウムイオンはカルシウムやマグネシウムイオンと置き換わる。淡水化処理の調整のためナトリウム塩をカリウム塩でできるだけ、あるいは部分的に置き換える方法が提案

されてきた。経費の差額を考慮し、後者は現段階では開発されていないようである。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生する。
評価実施日	2009
主要関連文書	WHO (2009) <i>Potassium in drinking-water</i>

現在、市町村で処理する飲料水、過マンガン酸カリウムで処理する水でさえも、カリウム濃度が消費者の健康に対するなんらかのリスクを有するという証拠は無い。飲料水におけるカリウムの健康に基づくガイドライン値を設定する必要はないと考えられる。

カリウムは、感受性の高い人において、何らかの健康に対する影響を与えるかもしれないが、飲料水からのカリウムの摂取は、健康に対する悪影響が起こるかもしれない濃度より十分低い。健康上の懸念は、高リスクグループ（つまり、腎機能障害または、心臓病、冠状動脈疾患、高血圧症、糖尿病、副腎不全症、既往高カリウム血症—体内で通常のカリウム依存機能を妨害する薬を飲んでいる人、および老人もしくは乳児）の人のみに影響を与える、カリウムベースの浄水処理（主に、イオン交換の再生のための塩化カリウム）による処理済み飲料水に関連する。感受性の高い人は、塩化カリウムを用いた軟水化処理された水（を飲料または調理用に）を使用することを避けるべきかどうか決定するときは、医師のアドバイスを受けることが推奨される。

高いリスクを有する人が、医師から水から高濃度のカリウム摂取することを避けるよう注意されていた場合、推奨される方策は、摂取する水へのカリウムの添加を制限するか、そのような水の摂取を避けることである。これは、水の一部に軟水化処理を施すことにより行うことができる。このアプローチはいくつもの国で推奨されている。カリウムを除去する技術は利用可能だが、軟化処理と組み合わせた場合、一般に、これらの技術はより高価で無駄が多い。

プロパニル

プロパニル(CAS No. 709-98-8)は接触性の発芽後除草剤であり、広葉雑草およびイネ科雑草の制御のため主として稲作で使用される。プロパニルは、水相と親和性のある移動性の物質である。しかし、プロパニルの残留性は低く、自然条件下で複数の代謝物に容易に変化する。これらの代謝物のうち3,4-ジクロロアニリンと3,3',4,4'-テトラクロロアゾベンゼンは、プロパニルに比べて毒性と残留性がより高い。プロパニルは多くの国々で使用されているが、地下水中では時折検出されるのみである。

ガイドライン値が設定されない理由	より毒性の高い代謝物に容易に変化する。親化合物に対するガイドライン値は不適切と考えられ、代謝物に対するガイドライン値を導出できるだけの十分なデータがない。
評価実施日	2003
主要関連文書	WHO (2003) <i>Propanil in drinking-water</i>

プロパニルの健康に基づく値を導出することは可能であるが、毒性がより高い代謝物に容易に変化するため、これは行われなかった。したがって、プロパニルのガイドライン値を定めることは不適切であると考えられ、また、その代謝物についてガイドライン値を導出するにはデータが不十分である。関係官署では、毒性がより高い環境中での代謝物が水中に存在する可能性を考慮するべきである。

セレン

セレンは地球の地殻中に存在し、しばしば硫黄含有鉱物中に含まれている。セレンは必須微量元素であり、一般集団にとってのセレンの主な摂取源は、作物、肉および魚などの食材である。また、食品中の含有量は生産地域によって大きく異なる。しかし、セレン濃度の高い地域でも、その地域で産生した食品に比べれば、水によるセレンの寄与は比較的少ないようである。

暫定ガイドライン値	0.04 mg/L (40 μ g/L) 科学的データベースにおける不確実性のために、本ガイドライン値は暫定値とされている。
検出状況	セレンを多く含む特定の地域を除いて、ほとんどの飲料水のセレンの濃度は10 μ g/Lよりはるかに低い。
ガイドライン値導出の根拠	400 μ g/日の上限耐容摂取の20%を飲料水へ割り当てるのが合理的でバランスがとれており、監督官庁および水供給事業者が、更なる対応が必要かどうかの判断をする際の助けとなる。
検出下限値	0.5 μ g/L—水素化物発生AAS
処理性	セレンは通常の処理プロセスでは除去されない。活性アルミナ吸着、イオン交換、逆浸透、ナノろ過を使い、セレンの水からの顕著な除去が報告されている。
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て 上限耐容摂取の20% ・ 水摂取量 2L/日
付記	<p>飲料水中におけるセレンの適切なガイドライン値を決める際は推奨摂取と望ましくない摂取の適正なバランスをとることが重要である。世界のほとんど地域では、飲料水中のセレン濃度は10 μg/Lを超えることはないが、セレンが通常の濃度をはるかに超えるかもしれない状況があり、ガイダンスが必要であろう。食品からのセレンの摂取が既知の場合、摂取が安全かつ十分であることを保証する濃度を定める際、これを使うべきである。食品からのセレンの摂取が不明の場合、ガイダンスが必要であろう。</p> <p>ほとんどの加盟国にとって、セレンに対する飲料水のガイドラインは不要である。飲料水がその一つかもしれないが、数多くの発生源から多くを摂取する地域では、加盟国は曝露を低減するための行動を決定する際に全ての発生源からの曝露を考慮すべきである。飲料水に対しては、これは代替水源、低セレン水源と高セレン水源の混合や、セレン除去の検討を含むだろう。</p>
評価実施日	2010
主要関連文書	FAO/WHO (2004) <i>Vitamin and mineral requirements in human nutrition</i> WHO (2011) <i>Selenium in drinking-water</i>

セレンはヒトにとって必須元素であり、西ヨーロッパを含む多くの地域でセレンの状態は不足しているかもしれないという兆候がある。セレンの不足による悪影響の可能性は、健康全般の状態

や栄養状態などの多くの要素に影響される様である。ヒトにおいてセレンが少ない状態では、ケシヤン病とも呼ばれる若年性多発性心筋炎やカシンバック病と呼ばれる軟骨異常栄養症と関係してきた。いくつもの研究で、血中のセレン濃度がいくつものがんの罹患率と負の相関があることが見つかっている。

セレンの高摂取はまた、多くの特定の疾病や潜在的な悪影響と関係があるが、同じように他の要素に強く影響をうける。尿中のセレン濃度が高い人の症状には、胃腸障害、皮膚の変色、う歯、髪や爪の損失、爪の異常、および末梢神経の変化を含んでいた。わずかな生物化学的变化も認められている。水源(9 mg/Lの濃度でセレンを含む井戸水)に直接起因するセレンの毒性の一つの例が報告されている。セレン中毒症に関連する食餌摂取の平均値は900 µg/日を超過していることが認められている。

セレンは必須元素なので、様々な国家機関や国際機関がセレンの毎日の摂取の推奨値を設定してきた。FAO/WHO合同審議会は乳児および小児に対しては年齢に応じて1日6～21 µgのセレン、青年期の女子および男子にはそれぞれ26および35 µgのセレンの摂取を推奨している。

過剰なセレン濃度への曝露による悪影響に関する懸念のため、様々な国家機関や国際機関はセレン曝露の上限値を設定してきた。FAO/WHOは400 µg/日の上限耐容値を設定している。

銀

銀は、主に、極めて不溶性が高く、移動性の低い酸化物、硫化物またはある種の塩の形で自然に存在する。ときに、地下水、地表水および飲料水で、5 µg/L以上の濃度で検出されている。銀消毒した飲料水の銀濃度は、50 µg/L以上になることがある。一人一日当たり摂取量の最新の推定値は約7 µgである。

ガイドライン値が設定されない理由	健康に基づくガイドライン値の導出を許容できるほど十分なデータが揃っていない。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Silver in drinking-water</i>

銀は、パーセントレベルのわずかな割合でしか吸収されない。ヒトや実験動物における体内保持率は0%～10%である。

銀過剰摂取の唯一の明らかな兆候は、銀沈着症、すなわち、組織内の銀による皮膚や毛髪の強度の退色である。ヒトの銀沈着症についての経口摂取のNOAELは、ヒトの事例報告や実験動物による長期投与実験に基づき、銀の生涯摂取量として10gと推定されている。

飲料水中の銀濃度は一般に5 µg/L以下と低く、この濃度であれば、銀沈着症によるヒトへの健康影響は考慮しなくても良い。対照的に、特殊な状況のもとでは、飲料水の細菌学的水質を良好に維持するために銀塩が使用されることがある。このような場合、0.1 mg/L(この濃度だと、70年間

にヒトのNOAEL 10gの半量を摂取することになる)もの高濃度の銀であっても健康リスクはもたらされていない。

飲料水中の銀の健康に基づくガイドライン値を導出するための十分なデータはない。

シマジン

シマジン(CAS No.122-34-9)は、数多くの作物のほか、非農耕地でも使用される発芽前用除草剤である。シマジンは、土壌中では物理化学的な分解を受けにくい。シマジンは、環境中では残留性があり、また、移動性もある。

ガイドライン値	0.002 mg/L(2 μg/L)
検出状況	地下水および地表水で、最高数 μg/Lの濃度でしばしば検出されている。
TDI	0.52 μg/kg体重/日—ラットにおける長期曝露研究の結果から得られたNOAEL 0.52 mg/kg体重/日(体重の変化、血液パラメータに対する影響および乳がんの増加に基づく)に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、遺伝毒性を有しない発がんの可能性につき10)を適用。
検出下限値	0.01 μg/L—GC—MS; 0.1~0.2 μg/L—フレーム熱イオン化検出器付GC
処理性	0.1 μg/L—GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重成人 60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Simazine in drinking-water</i>

哺乳動物では、シマジンは遺伝毒性を有していないようである。最近の研究によれば、雌のラットに乳がんの発症が増加するが、マウスでは影響は認められない。IARCではシマジンをグループ3(ヒトに対して発がん性による分類ができない物質)に分類している。

ナトリウム

ナトリウム塩(例えば、塩化ナトリウムなど)は、ほとんどすべての食品(主な日常的曝露源)および飲料水に含まれている。飲用に適した水のナトリウム濃度は一般に20mg/L以下であるが、国によってはこの値を大きく超えることがある。大気中のナトリウム塩のレベルは、普通は食品中や水中のレベルに比べて低い。ある種の軟水化処理用薬品は、飲料水のナトリウム濃度を著しく増加させることがあるので注意しなければならない。

ガイドライン値が設定されない理由	健康に基づくガイドライン値の導出を許容できるほど十分なデータが揃っていない。
付記	飲料水の受容性に影響をあたえるかもしれない。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Sodium in drinking-water</i>

飲料水中のナトリウムと高血圧症の発症との関連について、確たる結論は得られていない。したがって、健康に基づくガイドライン値は提示しない。しかし、濃度が200 mg/Lを超えるといやな味がすることがある(第10章参照)。

ジクロロイソシアヌル酸ナトリウム

ジクロロイソシアヌル酸ナトリウムは塩素系ヒドロキシトリアジンのナトリウム塩であり、水の消毒のために次亜塩素酸の形で、遊離残留塩素源として使われる。ジクロロイソシアヌル酸ナトリウムは水泳プールの消毒の目的や食品産業において、安定な塩素源として、広く使われている。また、ジクロロイソシアヌル酸ナトリウムは、主に緊急時、簡単に使用できる遊離塩素源となり、飲料水の消毒の手段としても使われる。そして特に最近では家庭内での使用場所での浄水処理の塩素の生成のために使われている。

ガイドライン値	ジクロロイソシアヌル酸ナトリウム: 50 mg/L (50,000 μ g/L) シアヌル酸: 40 mg/L (40,000 μ g/L)
検出状況	ジクロロイソシアヌル酸ナトリウムが飲料水の消毒に使用される場合、曝露は塩素種および残留シアヌル酸の双方に関わる。その濃度は十分な消毒を達成するために添加された量に直接関係する。
TDI	無水ジクロロイソシアヌル酸ナトリウムについて2.2 mg/kg体重、シアヌル酸について1.54 mg/kg体重—シアヌル酸ナトリウムに曝露したラットの2年間の研究からの、尿路および心臓病変に関する154 mg/kg体重/日(無水ジクロロイソシアヌル酸ナトリウムとして220 mg/kg体重/日と等価)のNOELに基づき、種間差および種内差に付き不確実係数100を適用。
検出下限値	0.001 mg/L—フレーム熱イオン化特殊検出器付GC; 0.05 mg/L—UV検出器付き逆相LC; 0.09 mg/L—MS選択型イオン監視装置付GC
処理性	塩素用量が非常に高い(10 mg/Lにいたると)、シアヌル酸ナトリウム濃度は11 mg/L未満になる。緊急事態においては、残留遊離塩素を維持しようとして「上乘せ」がされるかもしれないが、この実践は抑制すべきである。この場合、シアヌル酸ナトリウム濃度が好ましくない濃度に上昇する可能性がある。その様な場合、シアヌル酸ナトリウムの濃度を監視することが特に望まれる。
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの80% ・ 体重成人 60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	<p>特に、緊急事に静的システムで塩素を上乘せした場合は、制御項目は遊離塩素濃度およびシアヌル酸の残分である。遊離塩素の濃度は、通常は、許容できない味を生じない濃度であり、遊離塩素に対するガイドライン値 5 mg/Lを通常は超えるべきではない。</p> <p>飲料水中の無機物または有機物の汚染の増加がないように、飲料水の消毒に使われるジクロロイソシアヌル酸ナトリウムは、十分な純度を保つべきである。使用されるジクロロイソシアヌル酸ナトリウムの量は消毒に十分な下限値に合わせるべきであり、シアヌル酸の濃度は合理的に可能な範囲で、できるだけ低く保つべきである。</p>
評価実施日	2007
主要関連文書	FAO/WHO (2004) <i>Evaluation of certain food additives and contaminants</i> WHO (2008) <i>Sodium dichloroisocyanurate in drinking-water</i>

飲料水中にそのままに残るジクロロイソシアヌル酸ナトリウムはどれも唾液中に接することでシアヌル酸に急速に変化するので、シアヌル酸ナトリウムの毒性の研究はジクロロイソシアヌル酸ナトリウムの安全性を評価するために適切である。ジクロロイソシアヌル酸ナトリウムとシアヌル酸ナトリウムの両方とも低い急性経口毒性を有する。シアヌル酸ナトリウムは、いかなる遺伝毒性、発がん性、または催奇形作用も有しない。ガイドライン値が導出された基になるNOELは、比較的高用量の曝露を受けた雄のラットの尿路の複数の病変(結石と過形成、膀胱上皮の出血や炎症、拡張し炎症を起こした尿管、および、腎尿細管ネフローゼ)および心臓の病変(急性心筋炎、え死、および血管石灰化)に基づく。

スチレン

スチレンは、主としてプラスチックや樹脂の生産に用いられ、地表水、飲料水および食品中に微量に存在する。工業地域では空気を通した曝露により、摂取量が一日当たり数百 μg に達することがある。喫煙により、一日の曝露量が多ければ10倍にも増加することがある。

ガイドライン値	0.02 mg/L (20 $\mu\text{g/L}$)
検出状況	飲料水や地表水で1 $\mu\text{g/L}$ 以下の濃度で検出されている。
TDI	7.7 $\mu\text{g/kg}$ 体重/日—ラットの2年間飲水投与による研究で認められた体重減少についてのNOAEL 7.7 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、反応中間体の7,8-酸化スチレンの発がん性と遺伝毒性につき10)を適用。
検出下限値	0.3 $\mu\text{g/L}$ —光イオン化検出器付GCおよびMSによる確認
処理性	0.02 mg/L—GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	ガイドライン値は飲料水の受容性に影響を及ぼすことがある。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Styrene in drinking-water</i>

スチレンは、経口または吸入曝露により速やかに吸収され、脂肪貯蔵部位を中心に全身に広く分布する。スチレンは代謝されて活性中間体である7,8-酸化スチレンとなり、グルタチオンと結合するか、さらに代謝される。代謝物は、速やかにほとんどすべて尿中に排泄される。スチレンは低い急性毒性を示す。ラットの短期毒性研究では、グルタチオン転移酵素の機能低下やグルタチオン濃度の低下が認められている。*in vitro*試験では、スチレンは代謝活性化の条件下でのみ変異原性を示した。*in vitro*、*in vivo*のいずれの研究においても、ほとんどはスチレンの投与量が多い場合に、染色体異常が認められている。反応中間体である7,8-酸化スチレンは、代謝活性化を必要としない変異原物質である。長期曝露試験では、経口投与されたスチレンは高投与量でマウ

スに肺がんの発生を増加させたが、ラットに対する発がんの影響は見られなかった。7,8-酸化スチレンは、経口投与によってラットにがんを発症させた。IARCでは、スチレンをグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。利用可能なデータによれば、スチレンの発がん性は、7,8-酸化スチレンに対する解毒作用の過負荷(例えば、グルタチオンの欠乏など)によると考えられる。

硫酸イオン

硫酸塩は、多数の鉱物中に自然に存在しており、主に化学工業で商業利用されている。硫酸塩は産業廃棄物や大気からの降下を通して水に排出されるが、通常は地下水で最も高い濃度で検出され、その発生源は自然に由来している。一般に、飲料水、空気および食品からの硫酸イオンの一日平均摂取量は約500mgであり、主な摂取源は食品である。しかし、飲料水に高濃度の硫酸イオンが含まれている地域では、飲料水が主な摂取源となることがある。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度で発生しない。
付記	飲料水の受容性に影響をあたえるかもしれない。
評価実施日	2003
主要関連文書	WHO (2003) <i>Sulfate in drinking-water</i>

既存のデータからは、ヒトの健康に悪影響を及ぼすおそれのある飲料水中の硫酸イオンの濃度は明らかでない。仔ブタを用いた流動食の研究やヒトのボランティアによる給水栓水を用いた研究の結果によれば、1,000～1,200 mg/Lの濃度で便通がよくなる効果が見られたが、下痢、脱水または体重減少の症状の増加は見られなかった。

硫酸イオンについては健康に基づくガイドラインは提示しない。しかし、高濃度の硫酸イオンを含む飲料水の摂取により胃腸への影響が生じることから、500 mg/L以上の濃度の硫酸イオンを含む飲料水源については保健担当官署に届け出ることが望ましい。さらに、飲料水中に硫酸イオンが存在すると味を感じることもあり(第10章参照)、また、配水システムの腐食の原因となることがある。

2,4,5-T

2,4,5-トリクロロフェノキシ酢酸しても知られる2,4,5-T(CAS No.93-76-5)を含むクロロフェノキシ系除草剤の環境中での分解による半減期は、数日のオーダーである。クロロフェノキシ系除草剤は食品中では余り検出されていない。

ガイドライン値	0.009 mg/L(9 μg/L)
検出状況	クロロフェノキシ系除草剤は、飲料水では余り検出されていない。検出されて

	も、通常、その濃度は数 $\mu\text{g/L}$ 以下。
TDI	3 $\mu\text{g/kg}$ 体重/日—ラットの2年間投与の研究で、体重増加率の減少、肝臓と腎臓の重量増加、および、腎毒性についてのNOAEL 3 mg/kg 体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、疫学調査において2,4,5-Tと軟組織肉腫および非ホジキンリンパ腫との間に示唆された関連を考慮して10)を適用。
検出下限値	0.02 $\mu\text{g/L}$ —ECD付GC
処理性	1 $\mu\text{g/L}$ —GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water</i>

IARCでは、クロロフェノキシ系除草剤をグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。しかし、曝露集団や実験動物の研究における利用可能なデータからは、特定のクロロフェノキシ系除草剤のヒトに対する発がんの可能性は評価できない。したがって、これらの化合物に関する飲料水ガイドラインは、他の毒性影響に対する閾値アプローチに基づいている。ダイオキシンを含まない(<0.03 $\mu\text{g/kg}$) 2,4,5-Tに関するラットの3世代繁殖研究における生殖毒性(新生児生存率の減少、出生率の減少、および、正常胎児に比べての胎児の肝臓と脾臓の相対重量)についてのNOAELは、ラットに(事実上、ダイオキシンの混入がない) 2,4,5-Tを2年間食餌投与した毒性研究での体重増加率の減少、肝臓と腎臓の重量増加、および、腎毒性についてのNOAELと同じである。

テルブチラジン

テルブチラジン(CAS No.5915-41-3)はTBAとも呼ばれるクロロトリアジン系除草剤で、各種農作物の発芽前および発芽後処理のほか、森林にも使用されている。自然水中での分解は、堆積物や生物活性の存在に依存している。

ガイドライン値	0.007 mg/L (7 $\mu\text{g/L}$)
検出状況	水中濃度が0.2 $\mu\text{g/L}$ を超えることはまずないが、これ以上の濃度の検出例もある。
TDI	2.2 $\mu\text{g/kg}$ 体重/日—ラットによる2年間の毒性および発がん性研究での2番目に高い投与量における体重増加率の減少についてのNOAEL 0.22 mg/kg 体重/日に、不確実係数100(種間差および種内差につき100)を適用。
検出下限値	0.1 $\mu\text{g/L}$ —UV検出器付HPLC
処理性	0.1 $\mu\text{g/L}$ —GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日

飲料水水質ガイドライン

評価実施日	1998
主要関連文書	WHO (2003) <i>Terbutylazine in drinking-water</i>

TBAが、発がん性や変異原性を有しているという証拠はない。ラットの長期食餌投与研究では、雌での赤血球パラメータへの影響、雌雄での肝、肺、甲状腺および精巣における非腫瘍性傷害の発生増加、ならびに、体重増加率の僅かな減少が観察されている。

テトラクロロエチレン

テトラクロロエチレンは、主にドライクリーニング業において溶剤として使用されるほか、脱脂溶剤としても使用されている。環境中に広く分布し、水、水生生物、空気、食材およびヒトの組織中で微量に検出される。テトラクロロエチレンの環境中の濃度が最も高いのは、ドライクリーニング業や金属脱脂業においてである。排出により地下水中の濃度が高くなることもある。嫌気性の地下水中でテトラクロロエチレンは分解されて、塩化ビニルなどのより毒性の高い化合物になることがある。

ガイドライン値	0.04 mg/L (40 µg/L)
検出状況	飲料水中の濃度は一般に3 µg/L以下であるが、井戸水 (23 mg/L) や汚染された地下水 (1 mg/L) ではそれよりはるかに高濃度で検出されている。
TDI	14 µg/kg体重/日 - 雄マウスの6週間強制経口投与研究と雌雄のラット90日間飲料水投与研究で観察された肝毒性に基づき、発がんの可能性を考慮して (ただし、データベースと、2件の重要な研究のうち1件が飲料水を介した投与であることを考慮し、研究が短期間であることは考慮しない)。
検出下限値	0.2 µg/L - ECD付GC; 4.1 µg/L - GC-MS
処理性	0.001 mg/L - エアストリッピングにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Tetrachloroethene in drinking-water</i>

高濃度のテトラクロロエチレンは、中枢神経系の機能低下を引き起こす。低濃度のテトラクロロエチレンは、肝臓や腎臓に障害を与えるとの報告がある。IARCでは、テトラクロロエチレンをグループ2A (ヒトに対しておそらく発がん性がある物質) に分類している。テトラクロロエチレンは、雌雄のマウスに肝臓がんを発症させると報告されており、雌雄のラットに単核細胞性白血病を、雄ラットに腎臓がんを発症させるという証拠がある。テトラクロロエチレンの遺伝毒性 - *in vitro* および *in vivo* における一本鎖DNA切断の誘導、生殖細胞の変異、ならびに、染色体異常などを評価するために行われた諸研究による証拠を総括すると、テトラクロロエチレンは遺伝毒性を有していないと考えられる。

トルエン

大部分のトルエンは、(ベンゼン-トルエン-エチルベンゼン-キシレン混合物の形で)ガソリンの混合物として使用されている。トルエンは、溶剤や化学製品の原料としても使用されている。主な曝露経路は空気である。曝露量は、喫煙や自動車排ガスにより増加する。

ガイドライン値	0.7 mg/L (700 µg/L)
検出状況	地表水、地下水および飲料水で、数 µg/L の濃度で検出されている。点排出源からの影響により、地下水で高濃度(最高1mg/L)に達することがある。汚染土壌からプラスチック管内に浸透することもある。
TDI	223 µg/kg体重/日-マウスの13週間の強制経口投与研究における軽微な肝毒性についてのLOAEL 312 mg/kg体重/日に基づき、毎日の投与量に調整した上で、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、試験期間が短期間であることとNOAELに代えてLOAELを用いることにつき10)を適用。
検出下限値	0.13 µg/L-FID付GC; 6 µg/L-GC-MS
処理性	0.001mg/L-エアストリッピングにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	ガイドライン値は、水中のトルエンの臭気閾値として報告されている最も低い値を超えている。
評価実施日	2003
主要関連文書	WHO (2003) <i>Toluene in drinking-water</i>

トルエンは、消化管から完全に吸収され、脂肪細胞を中心に速やかに全身に分布する。トルエンは速やかに代謝され、抱合後主に尿中に排泄される。職業曝露によりトルエンを吸入した場合に、中枢神経系の機能低下や粘膜の炎症が観察されている。急性経口毒性は低い。トルエンは胎芽期や胎児期に影響を及ぼすが、実験動物やヒトに対しての催奇形性作用を示す明確な証拠はない。ラットとマウスの長期吸入研究において、トルエンの発がん性を示す証拠はない。*in vitro*の遺伝毒性試験は陰性であったのに対し、*in vivo*の試験では染色体異常について陽性と陰性の相反する結果が示されている。IARCでは、実験動物とヒトのいずれにおいてもトルエンの発がん性について十分な証拠がないと結論付けて、トルエンをグループ3(ヒトに対して発がん性による分類ができない物質)に分類している。

溶解性物質

溶解性物質(TDS)は、水に溶解している無機塩類(主として、カルシウム、マグネシウム、カリウム、ナトリウム、重炭酸イオン、塩化物イオンおよび硫酸イオン)と少量の有機物から成る。飲料水中のTDSは、自然発生源、下水、都市域の降雨流出水、および、工場排水に由来する。一部の国で道路の凍結防止用に使用されている塩類も、飲料水中のTDSとして寄与することがある。水中のTDS濃度は、各地域の地質に応じて無機物質の溶解度の違いにより大きく異なる。

ガイドライン値が設定されない	飲料水中では、健康に対する問題となる濃度で発生しない。
理由	
付記	飲料水の受容性に影響をあたえるかもしれない。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Total dissolved solids in drinking-water</i>

飲料水中のTDSの摂取による健康影響について信頼できるデータが得られていないため、健康に基づくガイドライン値は提示されていない。しかし、飲料水のTDS濃度が高いと、利用者に受け入れられないことがある(第10章参照)。

トリクロロ酢酸

塩素化酢酸は、水の塩素処理過程で有機物から生成される。

ガイドライン値	0.2 mg/L (200 µg/L)
検出状況	米国の地下水および地表水を水源とする配水システムにおいて、平均値としてそれぞれ5.3 µg/L(最高80 µg/Lまで)および16 µg/L(最高174 µg/Lまで)の濃度で検出されている。最高濃度(200 µg/L)は、オーストラリアの塩素処理水で測定されている。
TDI	32.5 µg/kg体重/日—2年間の飲水投与によりトリクロロ酢酸の曝露を受けたラットで、体重減少、肝臓由来の血清中酵素の活性増加および肝臓の病変が見られた研究からのNOAEL 32.5 mg/kg体重/日に、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、数世代にわたる繁殖試験がないこと、第二の種での発生研究がないこと、第二の種での全面的病理学的データがないことなど、データベースの不完全さにつき10)を適用。
検出下限値	1 µg/L—GC-MSまたはGC-ECD
処理性	飲料水中のトリクロロ酢酸の濃度は、一般に0.1 mg/L以下である。前駆物質を除去するための凝集プロセスの導入もしくは最適化、または塩素処理過程でのpH制御によって、濃度を低減させることができる。
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの20% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	IPCSでは、マウスの長期間毒性試験における肝毒性についてのNOAELに基づき、トリクロロ酢酸について同程度のTDIを設定している。
評価実施日	2003
主要関連文書	WHO (2003) <i>Trichloroacetic acid in drinking-water</i>

トリクロロ酢酸は、マウスの肝臓に腫瘍を誘発させることが示されている。トリクロロ酢酸は、変異および染色体異常に関する*in vitro*試験では陰性、陽性両方の結果を示しており、*in vivo*試験では染色体異常を引き起こすことが報告されている。IARCでは、トリクロロ酢酸はヒトに対して発がん性による分類ができない物質として、グループ3に分類している。証拠から判断すると、トリクロロ酢酸は遺伝毒性を有する発がん物質ではないようである。

トリクロロベンゼン(総量)

トリクロロベンゼン(TCB)は、工業薬品とその中間体および溶剤としての製造と使用に伴って環境中へ放出される。TCBは飲料水で検出されるが、その濃度が1 µg/Lを超えることはまれである。一般集団の曝露源は主として空気および食品であろう。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水の中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生し、また健康に基づく値は報告された最も低い臭気の閾値を超える。
評価実施日	2003
主要関連文書	WHO (2003) <i>Trichlorobenzenes in drinking-water</i>

TCBは、中程度の急性毒性を有している。短期間の経口曝露の結果、異性体3種すべてが、同様の毒性を主に肝臓に対して示している。経口曝露による長期間毒性試験と発がん性試験は実施されていないが、利用可能なデータによれば、3種の異性体はいずれも遺伝毒性を有していない。

ラットの13週間の研究において確認された肝毒性に基づくTDI 7.7µg/kg体重/日を根拠とし、研究が短期間であることを考慮して、総TCBの健康に基づく値20µg/Lを算出することができる。しかし、TCBの検出濃度は健康に懸念がある濃度を大幅に下回っているので、公式なガイドライン値を導き出す必要はないと考えられる。上記の健康に基づく値は、水中の臭気閾値として報告されている最も低い値を超えていることに注意すべきである。

1,1,1-トリクロロエタン

1,1,1-トリクロロエタンは、電気機器の洗浄用の溶剤として、接着剤、コーティング剤および織物用染料の溶剤として、ならびに、冷媒および潤滑剤として広く使用されている。1,1,1-トリクロロエタンは、主として大気中で検出されるが、土壌中で移動性があり、地下水に容易に移行する。1,1,1-トリクロロエタンは、ごく一部の地表水や地下水でのみ検出され、その濃度は通常20µg/L以下であるが、より高濃度(最高150 µg/L)の検出例も二・三ある。他からの1,1,1-トリクロロエタンの曝露量が増加しているようである。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水の中では、健康に対する問題となる濃度より十分に低い濃度で発生する。
評価実施日	2003
主要関連文書	WHO (2003) <i>1,1,1-Trichloroethane in drinking-water</i>

1,1,1-トリクロロエタンは肺や消化管から速やかに吸収されるが、ヒトでは約6%、実験動物では約3%とごく少量が代謝されるにすぎない。高濃度曝露を受けると、ヒトでも実験動物でも肝臓脂肪症(脂肪肝)になることがある。マウスとラットを用いて適切に行われた経口投与研究においては、肝臓重量の減少、硝子滴神経系障害を伴う腎臓の変化などの影響が認められた。IARCでは、

1,1,1-トリクロロエタンをグループ3に分類している。1,1,1-トリクロロエタンは、変異原性は有していないようである。

雄ラットの13週間の経口投与研究で観察された、硝子滴神経系障害を伴う腎臓の変化を根拠としたTDI 0.6mg/kg体重/日に基づき、研究が短期間であることを考慮に入れて、1,1,1-トリクロロエタンについての健康に基づく値2 mg/Lを算出することができる。しかし、1,1,1-トリクロロエタンの検出濃度は、健康に懸念がある濃度を大幅に下回っているため、公式なガイドライン値を導き出す必要性はないと考えられる。

トリクロロエチレン

トリクロロエチレンは、主として金属脱脂操作で使用されている。トリクロロエチレンは主に大気中に放出されるが、工業排水とともに、地下水や、また、程度は少ないが、地表水にも混入することもある。トリクロロエチレンの不適切な扱いや埋め立て地への不適正な廃棄が地下水汚染の主なものであった。トリクロロエチレンの空気による曝露量は、飲料水が約10 µg/L以上のトリクロロエチレンを含まない限り、食品や飲料水による曝露量より大きいと考えられる。

暫定ガイドライン値	0.02 mg/L (20 µg/L)
	毒性的なデータベースが不完全であることから、ガイドライン値は暫定とする。
検出状況	その高い揮発性により、地表水では濃度は通常低い(< 1 µg/L); 揮発や生物分解が限られる地下水系では濃度は高いだろう(通常100 µg/L未満)
TDI	1.46 µg/kg体重/日-0.146 mg/kg体重/日のBMDL ₁₀ (over background胎児の心臓奇形のさらなるリスクの10%の増加に対応した95%下側信頼限界)に基づき、種間差および種内差につき不確実係数100を使った、ラットでの発生毒性試験。
検出下限値	0.01~3.0 µg/L-光イオン化検出器付きパージトラップキャピラリーGC、または光イオン化検出器およびECDを直列; 0.5 µg/L-MS付きパージトラップキャピラリーGC; 0.01 µg/L-液液抽出およびGC-ECD; ほとんどの優良な試験所にて想定される現実的な定量限界は5 µg/Lである。
処理性	0.02 mg/L-エアストリッピングにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの50% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	このガイドライン値は、がん、および非がんのエンドポイント両方に対して安全である。 住居における換気率が低く、シャワーや入浴の割合が高い国では、官署は、本暫定ガイドライン値から国家基準を策定する際は、皮膚や吸入による経路による追加曝露を考慮したほうが良い。
評価実施日	2004
主要関連文書	WHO (2005) <i>Trichloroethene in drinking-water</i>

トリクロロエチレンはin vitroおよびin vivo試験において、弱い遺伝毒性を有しているようだが、その代謝物のいくつかは遺伝毒性を有し、またいくつかはヒトに対する発がん性物質として知られ、

または発がん性物質の可能性があるとされている。ヒトのデータを支持する、2種類の実験動物における発がん性の証拠の十分な重みを考慮して、IARCはトリクロロエチレンをグループ2A(ヒトに対しておそらく発がん性がある物質)に分類した。悪影響のレベルが低く、エンドポイントの(心奇形)の激甚度、および疫学研究により同様な影響の証拠(例えば、心臓の異常)の存在により、発毒性は、重要な非がん性の影響があると考えられる。

トリフルラリン

トリフルラリン(CAS No. 1582-09-8)は、数多くの作物に使用される発芽前用の除草剤である。水溶解度は低く、土壌への吸着性は高い。しかし、生物分解および光分解プロセスにより極性代謝物が生成され、これらが飲料水源を汚染することがある。トリフルラリンは多くの国で使用されているが、飲料水の汚染に関しての利用可能なデータは比較的乏しい。

ガイドライン値	0.02 mg/L(20 μ g/L)
検出状況	分析された少数の飲料水試料では検出されていない。地表水では0.5 μ g/L以上の濃度で検出されており、地下水でもまれに検出されている。
TDI	7.5 μ g/kg体重/日 イヌの1年間の食餌曝露研究における肝臓への軽度の影響についてのNOAEL 0.75 mg/kg体重/日に、不確実係数100(種間差および種内差につき)を適用。
検出下限値	0.05 μ g/L-窒素・リン検出器付GC
処理性	1 μ g/L-GACにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	担当官署は、純度の低い一部の工業用トリフルラリンが発がん性化合物を含んでいることがあり、そのためこれらは使用するべきでないことに注意しなければならない。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Trifluralin in drinking-water</i>

高純度のトリフルラリンは変異原性を有していない。低純度の工業用トリフルラリンは、汚染物質としてニトロ化合物を含んでいることがあり、変異原性を有していることが証明されている。純度の高い(99%)供試物質を用いた数多くの毒性および発がん性研究において、発がん性の証拠は全く示されていない。IARCでは、工業用トリフルラリンをグループ3(ヒトに対して発がん性による分類ができない物質)に分類している。

トリハロメタン(ブロモホルム、プロモジクロロメタン、クロロホルム、ジブロモクロロメタン)

THMは、飲料水中で、主に供給原水中に自然に存在する有機物質の塩素処理過程で生成される。THM生成の速度や程度は、塩素とフミン酸の濃度、温度、pH、および臭化物イオン濃度に依存して増加する。クロロホルムは最もよく検出されるTHMであり、塩素処理をした飲料水中に存

比率に基づくアプローチを用いても良い。

$$\frac{C_{\text{bromoform}}}{GV_{\text{bromoform}}} + \frac{C_{\text{BDCM}}}{GV_{\text{BDCM}}} + \frac{C_{\text{BDCM}}}{GV_{\text{BDCM}}} + \frac{C_{\text{chloroform}}}{GV_{\text{chloroform}}} \leq 1$$

C:濃度、GV:ガイドライン値

ガイドライン値を総THMに対して設定したい場合は、基準を得るために個々の化合物のガイドライン値を単純に加算するべきではない。

THMのガイドライン値の達成を目指すに当たって、適切な消毒をおろそかにすることが決してあってはならないことを強調しておく。それにもかかわらず、THM、特に臭化THMが生殖への有害影響に関与している可能性を考慮して、飲料水のTHM濃度は現実的に可能な限り低く保つことが推奨される。

クロロホルムに関する付記

住居の換気率が低く、シャワーや入浴の頻度が高い国では、主に飲料水からの気化による屋内空気を介した吸入およびシャワーや入浴中の吸入や皮膚を通じた付加的な曝露に対応するため、ガイドライン値を下げるができる。

ガイドライン値は、第3版で採用されたものと同じ研究に基づいている。値の増加は、最初のガイドラインが策定された1993年に比べ、クロロホルムの使用は現在減少しているという事実に対応するため、主に飲料水における曝露の割当を50%から75%に増加した結果である。

BDCMに関する付記

健康に基づく値21 μg/Lが導出されているが、以下の二つの理由から、従来のガイドライン値60 μg/Lが維持されてきた: 1)二つの計算値はいずれも同一の研究に基づいており、唯一の相違は、そのガイドライン値導出に使われたモデルおよびモデルの仮定である。したがって、そこには、ガイドライン値を変更する正当な科学的根拠がない。2)50 μg/L未満のBDCM濃度は、消毒の効果を犠牲にしない限り、現在利用可能な技術を使って達成することは困難であろう。

クロロホルムと同様に、換気率が低く、シャワーや入浴の頻度が高い国々は、皮膚経由および吸入による曝露に対応するためにガイドライン値を下げたいと考えるかもしれない。しかし、前述したように、50 μg/L未満のBDCM濃度は、消毒の効果を犠牲にしない限り、現在利用可能な技術を使って達成することは困難であろう。

BDCMは、最近、飲水投与により実施されたNTPのバイオアッセイにおいて、発がん性は陰性であったので、ガイドライン値の超過が発がんリスクの上昇につながることはなさそうである。

評価実施日

2004

主要関連文書

IPCS (2000) *Disinfectants and disinfectant by-products*
 IPCS (2004) *Chloroform*
 WHO (2005) *Trihalomethanes in drinking-water*

クロロホルム

クロロホルムは、証拠から見て遺伝毒性はないと考えられる。ヒトにおける発がん性の証拠は限られているが、実験動物における発がん性の十分な証拠があることから、IARCは、クロロホルムをヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質(グループ2B)に分類した。マウスの肝臓腫瘍に関する証拠は、閾値がある機構の関与を示している。ラットの腎臓腫瘍も同様に閾値のある機構と関連している可能性はあるが、この点に関するデータは限られている。クロロホルムで最も普遍的

に認められる毒性影響は、肝臓の中心小葉領域への傷害である。クロロホルム単位投与量当たりのこれらの影響の重篤さは、動物種、溶媒および投与方法に依存する。

ブromoホルム

NTPバイオアッセイにおいて、ブromoホルムは、雌雄のラットに対して比較的まれな大腸腫瘍の僅かな増加をもたらしたが、マウスでは腫瘍を誘発させなかった。ブromoホルムの遺伝毒性に関する様々なアッセイから得られたデータは、一定の結論を示していない。IARCは、ブromoホルムをグループ3(ヒトに対して発がん性による分類ができない物質)に分類している。

ジブromoクロロメタン

NTPバイオアッセイにおいて、DBCMは雌マウスとおそらく雄マウスにも肝腫瘍を誘発させたが、ラットでは肝腫瘍の誘発はみられなかった。DBCMの遺伝毒性については多数のアッセイで研究されてきたが、利用可能なデータから結論は得られていない。IARCは、DBCMをグループ3(ヒトに対して発がん性による分類ができない物質)に分類している。

ブromoジクロロメタン

IARCは、BDCMをグループ2B(ヒトに対して発がん性を示す可能性がある物質)に分類している。BDCMは、各種の*in vitro*および*in vivo*の遺伝毒性試験において陽性と陰性の両方の結果を示している。NTPバイオアッセイにおいて、BDCMは雌雄のラットと雄のマウスに腎臓の腺腫と腺がんを、雌雄のラットにまれにしかみられない大腸腫瘍(腺腫様ポリープおよび腺がん)を、雌マウスに肝細胞腺腫と腺がんを誘発させた。しかし、最近、飲水投与によって行われたNTPのバイオアッセイにおいて、BDCMの発がん性は陰性であった。BDCMへの曝露はまた生殖影響(自然流産または死産)の増加の可能性と関連づけられてきた。

ウラン

ウランは、花崗岩や他の様々な鉱物の鉱床など、自然界に広く分布している。ウランは、主として原子力発電所における燃料として使用されている。ウランは、天然鉱床からの浸出、選鉱くずからの放出、核燃料施設からの排出、石炭や他の燃料の燃焼およびウランを含むリン酸肥料の使用の結果として、環境中に存在している。空気を通してのウランの摂取量は少なく、食品を通しての摂取量は1~4 µg/日であると見られる。飲料水を通しての摂取量は一般に極めて少ないが、ウランが飲料水源に存在する場合には、摂取量の大部分が飲料水経由であることもありうる。

暫定ガイドライン値	0.03 mg/L(30 µg/L)
	ウランの毒性に関して科学的不確実性があるのでガイドライン値は暫定とする。

検出状況	飲料水中の濃度は一般に1 $\mu\text{g/L}$ 以下であるが、私的な供給水からは700 $\mu\text{g/L}$ もの高い濃度が測定された。
TDI	60 μg 、フィンランドの研究を基に算出された、ウラン曝露の分布の95パーセントイルの95%下側信頼限界に、種間差に関する不確実係数10を適用。
検出下限値	0.01 $\mu\text{g/L}$ —ICP—MS; 0.1 $\mu\text{g/L}$ —レーザー光励起もしくはUVによる固体蛍光光度法; 0.2 $\mu\text{g/L}$ —キレート樹脂に吸着した後ICP
処理性	1 $\mu\text{g/L}$ —通常の処理方法(例えば、凝集またはイオン交換など)により達成可能
ガイドライン値の導出	・ 水摂取量 2L/日
付記	供給が30 $\mu\text{g/L}$ を超える場所では、沈殿処理を避けることが重要である。考慮すべきは、まず全ての発生源からの曝露と安全な代替水源の利用可能性である。 ここでは、放射線学的観点からではなく、化学的観点からのウランの毒性のみを取り上げた。放射線学的観点については第9章参照。
評価実施日	2003、2011改訂
主要関連文書	WHO (2011) <i>Uranium in drinking-water</i>

ヒトや実験動物に対するウランの発がん性に関して、十分なデータはない。ヒトにおいてウランが化学的に誘発させる主な影響は腎炎である。ヒトにおける環境中のウランへの曝露による慢性健康影響に関して、利用できる情報はほとんどない。飲料水中のウランに曝露された集団についての多くの疫学調査で、近位尿細管機能の軽微な変化に加えて、尿中のアルカリフォスファターゼや β -ミクログロブリンとの関連性が示されている。しかし、実際の測定値は、まだ、正常な生理学的範囲内に収まっており、そして、これらの結果は研究間の一貫性を欠いている。

現時点で、ヒトの研究から、明確な無影響濃度は明らかにされていない。ほとんどの研究対象集団が極めて小さく、また、ヒトの集団で測定されたパラメータは正常でもかなり変動するものなので、これは驚くことではない。しかし、全体的には、30 $\mu\text{g/L}$ 未満の曝露濃度では影響を示す明確な証拠がないことが示唆されている。実際、最も感受性の高い器官と思われる腎臓への影響に対する証拠は、さらに高い曝露濃度にならない限り、曖昧である。

高濃度ウランに曝露した集団に関する最近の疫学研究から導出された暫定ガイドライン値 30 $\mu\text{g/L}$ は、実験動物の研究から導出され、小規模供給における技術的達成の困難さやウランの毒性学や疫学に関する不確実性にに基づき設定された従来の暫定値に代るものである。それが可能で、かつ質のよいものであれば、ヒトの集団での研究が、ガイドライン値を導出する際に使う好ましい健康に関する情報であることに留意されたい。

塩化ビニル

塩化ビニルは、主としてポリ塩化ビニル(PVC)の生産に用いられている。塩化ビニルは揮発性が高いため、汚染地域を除けば地表水からはめったに検出されない。一部の国では、可塑化が不十分なPVCを水道本管に使用するケースが増えつつある。プラスチック化が不十分なPVCから溶出した塩化ビニルモノマーが、飲料水中の塩化ビニルの汚染源となっている可能性がある。塩化ビニルの最も重要な摂取経路は吸入であると考えられるが、塩化ビニルモノマーの残留量の多

飲料水水質ガイドライン

いPVC管を配水管網に使用している地域では、一日摂取量のうち相当の割合を飲料水が占めている可能性がある。塩化ビニルは、トリクロロエチレンやテトラクロロエチレンなど塩素系溶剤の分解産物として、地下水中に存在していることが報告されている。

ガイドライン値	0.0003 mg/L(0.3 μg/L)
検出状況	地表水ではまれにしか検出されず、その濃度は一般に10 μg/Lを超えることはない。汚染地域の地下水や井戸水ではかなり高い濃度で検出されている。飲料水では10 μg/Lまでの濃度で検出されている。
ガイドライン値導出の根拠	経口曝露試験を含むラットを用いたバイオアッセイにおいて、10%の動物に腫瘍を発生させた用量を、薬物動態学的モデルを用いて算出し、その用量と原点(投与量ゼロ)とを直線で結ぶ線形外挿法を適用。ガイドライン値はリスク 10^{-5} の上限に相当する値とし、かつ、出生時からの曝露のリスクはこの2倍であると仮定。
検出下限値	0.01 μg/LーGC-ECDまたは同定用MS付GC-FID
処理性	0.001 mg/Lーエアストリッピングにより達成可能
付記	線形外挿法の結果は、線形多段階モデルを用いて導出される結果とほぼ等しい。 塩化ビニルはヒトに対する既知の発がん物質であるため、この物質への曝露は實際上可能な限り避けるべきであり、その濃度も技術的に可能な限り低く保つべきである。 塩化ビニルは、いくつかのグレードのPVC管に由来する汚染物質として第一に懸念すべきであり、その最善の制御方法は材料の品質を規定することである。
評価実施日	2003
主要関連文書	IPCS (1999) <i>Vinyl chloride</i> WHO (2003) <i>Vinyl chloride in drinking-water</i>

吸入経路を通して高濃度曝露を受けた産業従事者集団からの事例報告で、ヒトにおいて塩化ビニルが発がん性を示す十分な証拠があり、IARCでは、塩化ビニルをグループ1(ヒトに対して発がん性のある物質)に分類している。塩化ビニル産業に従事する労働者に関する研究では、すべての肝臓がん、血管肉腫および肝細胞癌に関して、顕著な曝露ー反応関係が認められたが、塩化ビニルの累積曝露量と他のがんとの間には強い関連性は認められていない。実験動物のデータは、塩化ビニルが多臓器に対する発がん物質であることを示している。塩化ビニルをマウス、ラットおよびハムスターに経口または吸入投与すると、肝臓や他の組織に血管肉腫が発症し、乳腺、肺、ジンバル腺および皮膚にも腫瘍が発症した。塩化ビニルの代謝物は遺伝毒性を有しており、DNAと直接的に相互作用することを示す証拠がある。DNAと塩化ビニル代謝物の反応によって生成されたDNA附加物も同定されている。職業曝露の結果、染色体異常、小核および姉妹染色体交換が生じており、その反応レベルと曝露レベルとの間には相関関係が認められている。

キシレン

キシレンは、混合ガソリン中で溶剤および化学合成の中間体として使用されている。キシレンは主に大気を通じて環境中に放出される。キシレンの主たる曝露経路は空気であり、喫煙により曝露量は増加する。

ガイドライン値	0.5 mg/L (500 µg/L)
検出状況	地表水、地下水および飲料水中の濃度は最高8 µg/Lと報告されている。点源からの排出により汚染された地下水では、数mg/Lの濃度で検出されている。キシレンは、汚染土壌からプラスチック管に浸透することもある。
TDI	179 µg/kg体重/日—ラットを用いた103週間強制経口投与試験において、体重減少を基に設定されたNOAEL 250 mg/kg体重/日を毎日投与した場合の一日摂取量に換算し、不確実係数1,000(種間差および種内差につき100、毒性学的エンドポイントが限られていることにつき10)を適用。
検出下限値	0.1 µg/L—GC-MS; 1 µg/L—GC-FID
処理性	0.005 mg/L—GACまたはエアストリッピングにより達成可能
ガイドライン値の導出	<ul style="list-style-type: none"> ・ 水への割り当て TDIの10% ・ 体重 成人60 kg ・ 水摂取量 2L/日
付記	ガイドライン値は、飲料水中のキシレンの臭気閾値として報告されている最も低い値を超えている。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Xylenes in drinking-water</i>

キシレンは、吸入により速やかに吸収される。経口曝露に関するデータは不足している。キシレンは、脂肪組織を中心として速やかに全身に分布する。キシレンはほとんど完全に代謝され、尿中に排泄される。キシレンによる急性経口毒性は低い。催奇形性に関する説得力のある証拠はない。長期の発がん性研究では、発がん性を示す証拠は示されていない。*in vitro*および*in vivo*の変異原性試験は、陰性結果を示している。

亜鉛

亜鉛は必須微量元素であり、塩または有機錯体の形でほぼすべての食品および飲料水中に存在する。亜鉛の主な摂取源は、通常は食品である。地表水および地下水の亜鉛濃度は、通常はそれぞれ0.01 mg/Lおよび0.05 mg/L以下であるが、給水栓水中の濃度は、水道管からの亜鉛の溶出により、これよりずっと高くなることもある。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中から検出される濃度では健康上の懸念はない。
付記	飲料水の受容性に影響をあたえるかもしれない。
評価実施日	1993
主要関連文書	WHO (2003) <i>Zinc in drinking-water</i>

1982年に、JECFAは、亜鉛についてのPMTDI 1mg/kg体重/日を提示している。成人男子の一日必要摂取量は15~20 mg/日である。ヒトに関する最近の研究を考慮に入れて、公式なガイドライン値の導出は現時点では必要ないと結論付けられた。しかし、3mg/L以上の濃度の亜鉛を含む

飲料水は、利用者に受け入れられないおそれがある(第10章参照)。

12.2 飲料水源および容器内の媒介生物駆除剤に使用される農薬

地方の貯蔵の実態および実際の殺虫剤利用体制に関する地域のガイドラインもしくは基準の設定に際して、衛生官署は検討中の区域や地域で水の消費割合がより高くなる可能性を考慮しなければならない。しかし、ADIを超過することが必ずしも悪影響をもたらすわけではない。媒介生物により広まる疾病は罹患率や死亡率の大きな原因である。したがって、飲料水からの農薬の摂取と病気を媒介する生物の駆除との間の適切なバランスを達成することが重要である。ガイドライン値を策定するよりも重要なことは、もっぱら殺虫剤による処理によらないだけでなく、他の環境管理措置や社会的行動の転換を含んだ、家庭内での水の貯留および家庭内の排水管理に対する総合管理計画の策定および実施である。

飲料水中の媒介生物駆除に使用する農薬の剤型は、最終製品を作るために使用する原料および剤型を考慮し、ラベルに記載されている勧告に厳密に従うべきであり、そのような用途に対して国の官署によって承認されたものに限るべきである。国の官署は、これらの評価は有効成分のみが対象であり、異なる剤型での添加物を考慮していないことに注意しなければならない。

Bacillus thuringiensis israelensis

2種類の*Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) (AM65-52株)の製品(水和性顆粒剤および常時使用可能な錠剤)は、WHOPEsによって評価が行われ、容器内で繁殖する蚊に対しての使用など、ボウフラ駆除剤として推奨されてきた。Btiの水和性顆粒剤の品質管理の規格および有効性の評価が公表されてきた。公衆衛生における農薬の使用に関するWHOの勧告は、WHOの品質管理の規格に関連したもののみが有効である。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中の媒介生物駆除に使用する農薬について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。
評価実施日	2009
主要関連文書	IPCS (1999) <i>Bacillus thuringiensis</i> WHO (2004) <i>Report of the seventh WHOPEs working group meeting</i> WHO (2006) <i>Report of the ninth WHOPEs working group meeting</i> WHO (2007) <i>WHO specifications and evaluations for public health pesticides</i> WHO (2009) <i>Bacillus thuringiensis israelensis (Bti) in drinking-water</i>

Btiの製剤は、蚊、ユスリカおよびブユなどに対して広く用いられ、この病気の媒介生物種に対する特定の活性の結果、水にBtiを使用してきた。Btiは、WHOPEsによって、容器内で繁殖する蚊に対してなど、媒介生物駆除に使用することが推奨されており、ネツタイシマカ(*Aedes aegypti*)の制御のための追加処理を、ほとんど、またはまったく受けない飲料水に使用することができる。殺虫剤として使うBtiは、効力の証明、観察された毒性のあるBti成分または代謝物の超過レベ

ル、および他の望ましくない微生物による汚染を確認できるよう、使用前に、慎重に管理された条件で準備され、適正に評価されなくてはならない。

Btiそのものは、飲料水を介してヒトに危害をもたらすとは考えられていない。したがって、飲料水中の媒介生物の幼虫の駆除に使用するために、健康に基づく値を設定することは必要ではなく、適切でもないと考えられている。しかし、官署が、WHOPESの規格を満たす適切な条件において、Btiが最も高い品質および衛生基準で調剤されていることを保証できることは極めて重要である。デング熱等の生物媒介の病気によるリスクに対するリスクの可能性を設定することは重要である。

利用は、訓練された利用者によって行われるべきであり、また、Btiは、容器からの蚊の排除や他の制御の選択肢など、媒介生物駆除の他のアプローチとともに使用されるべきである。

ジフルベンズロン

ジフルベンズロンは、通常、植物もしくは水に直接利用される、直接作用する殺虫剤である。ボウフラおよび有害なハエの幼虫に対する公衆衛生の用途に用いられる。WHOは特にデング熱を制御する目的で、容器内の飲料水中のボウフラへの幼虫剤として用いるジフルベンズロンについてを検討を行っている。WHOPESによると、容器内の飲料水中のジフルベンズロンの推奨用量は0.25 mg/Lを超えるべきでない。

食物もしくは飲料水によるジフルベンズロンへの公衆の曝露は無視できると報告されている。しかし、ジフルベンズロンが飲料水貯蔵容器に直接適用される場合、飲料水を通じて直接曝露する可能性がある。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中の媒介生物駆除に使用する農薬について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。
評価実施日	2007
主要関連文書	FAO/WHO (2002) <i>Pesticide residues in food—2001 evaluations</i> WHO (2008) <i>diflubenzuron in drinking-water</i>

ジフルベンズロンは、急性毒性は非常に低いと考えられている。血液毒性の機序は不確かではあるが、毒性の主な標的は赤血球である。ジフルベンズロンが遺伝毒性もしくは発がん性を有する証拠はない。また胎児毒性もしくは催奇形性も見られず、生殖毒性の有意な兆候も示されていない。ジフルベンズロンの影響に対して、幼若な動物が成体よりも有意に感受性が高くはないとする証拠がある。

飲料水中の媒介生物駆除剤として用いられるジフルベンズロンについて正式なガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。ジフルベンズロンが飲料水中の媒介生物駆除に用いられる場合、その曝露量は生涯曝露量より非常に低い量である。2001年にJMPRによって決定されたADIは0～0.02 mg/kg体重であった。飲料水中の最大用量0.25mg/Lは、1日当たり2L

の水を飲む60kgの成人の場合、飲料水に割り当てられたADIの上限値の約40%と等価である。1日当たり1Lの水を飲む10kgの小児の場合、その曝露量はADIの上限0.2mgの曝露量と比較して、0.25mgである。1日当たり0.75Lの水を飲む5kgの人工栄養乳児の場合、その曝露量はADIの上限0.1mgの曝露量と比較して、0.19mgである。ジフルベンズロンは、最大推奨用量が溶液中に残存する可能性は低く、実際の曝露レベルは計算されたものより十分低い可能性が高い。

それが現実的な場合、ジフルベンズロン利用後の一定期間は小児および人工栄養乳児に対して代替水源を用いることを検討すべきである。しかし、ADIを超過することが必ずしも悪影響をもたらすわけではない。

メトプレン

WHOは特にデング熱を制御する目的で、容器内の飲料水中のボウフラへの殺虫剤として用いるメトプレンについて評価を行ってきた。WHOPESによると、容器内の飲料水中のメトプレンの推奨用量は1mg/Lを超えるべきでない。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中の媒介生物駆除に使用する農薬について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。
評価実施日	2007
主要関連文書	FAO/WHO (2002) <i>Pesticide residues in food—2001 evaluations</i> WHO (2008) <i>Methoprene in drinking-water</i>

2001年、JMPRは1987年に策定したラセミのメトプレンのADIの根拠を再確認したが、試験に用いたラセミ混合体の純度による補正のため、0～0.09 mg/kg体重へと値を下げた。ADIの根拠は、イヌの90日間の研究(主たる影響は肝重量の増加した)での、安全係数100によるNOAEL 500 mg/kg餌であり、この値は8.6 mg/kg体重/日に等しい(純度により補正)。幼若な動物が成体よりもより有意に感受性が高いということはない。JMPRは、(S)-メトプレンについて反復投与による追加研究が利用できなかったため、反対の情報がない場合は、ラセミ体の毒性が全てSエナンチオマーによるものであると保守的に仮定した。JMPRは、これを根拠に(S)-メトプレンのADIを0～0.05 mg/kg体重と策定し、これはラセミ混合体(RおよびSエナンチオマーの1:1混合物)のADIの2分の1に等しい。

飲料水中の媒介生物駆除剤として用いられるメトプレンについて公式なガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。メトプレンが飲料水中の媒介生物駆除に用いられる場合、その曝露量は生涯曝露より低い量である。飲料水中の最大濃度1mg/Lは、1日当たり2Lの水を飲む60kgの成人に対して、ADI(0.033 mg/kg体重)の上限値の約66%と等価である。1日当たり1Lの水を飲む10kgの小児の場合、その曝露量は約0.1 mg/kg体重となり、5kgの人工栄養乳児の場合、その曝露量はADIの上限の曝露0.05 mg/kg体重と比較して、約0.15 mg/kg体重となる。し

かし、メブレンの溶解性は低くオクタノール/水分配係数は高いため、最大推奨用量が溶液中に残存する可能性は低く、実際の曝露レベルは計算されたものより十分低い可能性が高いことを示している。食物からの曝露は低いと考えられている。

それが現実的な場合、メブレン利用後の一定期間は小児および人工栄養乳児に対して代替水源を用いることを検討すべきである。しかし、ADIを超過することが必ずしも悪影響をもたらすわけではない。

ノバルロン

ノバルロンは食用作物および鑑賞植物に対する殺虫剤の一種として、多くの国で登録されてきた。WHOは特にデング熱を制御する目的で、容器内の飲料水中のボウフラへの殺虫剤として用いるノバルロンについて評価を行ってきた。WHOPESによると、容器内の飲料水中のノバルロンの推奨用量は0.05 mg/Lを超えるべきでない。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中の媒介生物駆除に使用する農業について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。
評価実施日	2007
主要関連文書	FAO/WHO (2006) <i>Pesticide residues in food—2005 evaluations</i> WHO (2008) <i>Novaluron in drinking-water</i>

げっ歯類での発がん性の可能性がなく、*in vitro*および*in vivo*での遺伝毒性の可能性がないことを考慮し、JMPRはノバルロンがヒトへの発がん性リスクを示すことはない結論付けた。また、JMPRはノバルロンが発生毒性物質でもないと結論付けている。JMPRは、ラットの2年間の給餌研究における赤血球の損傷および二次的な脾臓と肝臓の変化によるNOAEL 1.1 mg/kg体重/日に基づいて、安全係数100を用い、ADI 0~0.01 mg/kg体重を策定した。

飲料水中の媒介生物駆除剤として用いられるノバルロンについて公式なガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。飲料水中の最大推奨用量0.05 mg/Lは、1日当たり2Lの水を飲む60kgの成人の摂取量は、ADIの上限のわずか17%に相当する。同様に、1日当たり1Lの水を飲む10kgの小児の摂取量はADIの上限の50%であり、また、1日当たり0.75Lの水を飲む5kgの人工栄養乳児が受ける摂取量はADIの上限の75%である。

オクタノール/水分配係数は4.3と高いため、ノバルロンは容器の壁面に吸着しやすいと考えられ、実際の濃度は推奨用量より低い可能性が高いことを示している。食物によるノバルロンへの曝露は重要ではないと考えられている。

ペルメトリン

ペルメトリン(CAS No. 52645-53-1)は、農業、林業および公衆衛生において広範な害虫に対して効果のある接触性の殺虫剤である。ペルメトリンは配水管内の水生無脊椎動物を制御するため

飲料水水質ガイドライン

の幼虫駆除剤として用いられてきた。ペルメトリンは、水中および土壌表面で光分解される。土壌中では、ペルメトリンは好気条件下で加水分解および微生物活動により、速やかに分解される。一般集団のペルメトリンに対する曝露は、主に食品を通じてである。

ガイドライン値が設定されない理由	ヒトの病気を媒介するボウフラ駆除に対して全てのピレスロイド類の使用を除外するという WHO の政策の一環として、飲料水への直接添加は推奨されない。
評価実施日	2011
主要関連文書	FAO/WHO (2000) <i>Pesticide residues in food—1999 evaluations</i> WHO (2011) <i>Permethrin in drinking-water</i>

工業用ペルメトリンの急性毒性は低い。*cis*異性体の方が*trans*異性体に比べてはるかに毒性が高い。IARCは、ヒトに関する毒性データがなく、動物実験のデータも限られているため、ペルメトリンをグループ3(ヒトに対して発がん性による分類ができない物質)に分類している。ペルメトリンは遺伝毒性を有していない。JMPRは、工業用ペルメトリンが生殖毒性物質もしくは発生毒性物質ではないと結論付けている。

ガイダンスの目的のために、健康に基づく値は、ADI 0~0.05 mg/kg体重から導出することができ、その値は *cis*異性体と*trans*異性体の混合比が25:75から40:60の工業用ペルメトリンに対して策定されたものであり、ラットでの2年間の給餌研究における、次に高い用量での、臨床症状、ならびに、体重と臓器重量の変化および血液化学に基づく、イヌでの1年間の研究におけるNOAEL 5mg/kg体重/日、ならびに、100 mg/kg体重/日の投与時の体重減少に基づくNOAEL 5 mg/kg体重/日に、種間差および種内差での不確実係数100を適用したものである。60kgの成人が1日当たり2Lの水を飲みADIの上限値の20%を飲料水に割り当てると仮定すると、健康に基づく値として0.3 mg/Lが導出される。

ヒトの病気を媒介するボウフラ駆除に対して全てのピレスロイド類の使用を除外するという政策の一環として、公衆衛生目的でペルメトリンを飲料水中に直接添加することは、WHOによって推奨されていない。この政策は合成ピレスロイド類に対する媒介昆虫の耐性が急速に発達する可能性への懸念に基づいており、それは殺虫剤処理した蚊帳の使用など現在の世界的な抗マラリア戦略において極めて重要である。

ピリミホスメチル

ピリミホスメチルは様々な農薬利用に用いられる有機リン化合物である。WHOは特にデング熱を制御する目的で、ボウフラ処理として、ピリミホスメチルの容器内の飲料水への添加を検討している。製造業者は1 mg/Lでの水への直接添加を推奨している。

ガイドライン値が設定されない理由	他の効果的で安全な処理が利用可能でない場合を除いて、飲料水への直接利用は推奨されていない。
------------------	---

評価実施日	2007
主要関連文書	FAO/WHO (1993) <i>Pesticide residues in food—1992 evaluations</i> FAO/WHO (2008) <i>Pesticide residues in food—2006 evaluations</i> WHO (2008) <i>Pirimiphos-methyl in drinking-water</i>

急性、短期、もしくは長期試験で一貫して観察されたピリミホスメチルによる唯一の生化学的影響は、コリンエステラーゼ阻害である。マウス、ラットおよびイヌによる研究では、NOAELは0.5 mg/kg体重/日以上であった。幼若な動物が成体よりも有意に感受性が高くはない。ヒトでの研究では、0.25 mg/kg体重/日（試験での最大投与量）でコリンエステラーゼ阻害は認められなかった。その結果に基づいて、JMPRはヒトでの研究におけるNOAELに10倍の安全係数を適用することによって、ADIを0～0.03 mg/kg体重に改定した。

飲料水の最大推奨用量1 mg/Lは、1日当たり2Lの水を飲む60kgの成人では、ADIの上限値0.03 mg/kg体重と比較して、0.033mgの摂取量となる。1日当たり1Lの水を飲む10kgの小児の摂取量は0.1 mg/kg体重であり、1日当たり0.75Lの水を飲む5kgの人工栄養乳児では0.15 mg/kg体重である。ADIの基にしているNOAELは試験での最大投与量であるため、ヒトに影響を与えるレベルについては不確実性があり、したがってADIは最初より保守的である可能性がある。これらの摂取量は、全て急性参照用量0.2 mg/kg体重未満であり、推奨用量での飲料水容器へのピリミホスメチルを初めて利用による急性曝露リスクをもたらさない。さらに、ピリミホスメチルの溶解性は低くオクタノール/水分分配係数は高いため、推奨最大用量が溶液中に残存する可能性は低く、実際の曝露レベルは計算されたものより十分低い可能性が高いことを示している。通常、食物からの曝露は低いと考えられているが、偶発的な高曝露が生じることもありうる。

上記の計算に基づき、他の効果的で安全な処理が利用可能でない場合を除いて、ピリミホスメチルは飲料水への直接利用は推奨されていない。ピリミホスメチルが飲料水に直接利用される場合、それが現実的であれば、利用後の一定期間は小児および人工栄養乳児に対して代替水源を用いることを検討すべきである。しかし、ADIを超過することが必ずしも悪影響をもたらすわけではないことに留意されたい。

ピリプロキシフェン

ピリプロキシフェンは、広範な種類の昆虫に使用される成長調節剤であり、蚊などの公衆衛生上の害虫に対して殺虫力がある。WHOは特にデング熱を制御する目的で、容器内の飲料水中のボウフラへの殺虫剤として用いるピリプロキシフェンについて評価を行ってきた。WHOPESによると、容器内の飲料水へのピリプロキシフェンの推奨用量は0.01 mg/Lを超えるべきではない。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中の媒介生物駆除使用する農業について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。
評価実施日	2007

主要関連文書	FAO/WHO (2000) <i>Pesticide residues in food—1999 evaluations</i> WHO (2010) <i>Pyriproxyfen in drinking-water</i>
--------	---

JMPRは、ピリプロキシフェンについて評価を行い、遺伝毒性はなく、ヒトへの発がん性を示していないと結論付けた。幼若な動物が成体よりもより有意に感受性が高くはない。

JMPRは、雄イヌの1年間の2つの毒性研究における比肝重量の増加および総血漿コレステロール濃度の上昇により得られた総合的なNOAEL 10 mg/kg体重/日と安全係数100に基づいて、ADI 0～0.1 mg/kg体重を策定した。

飲料水中の媒介生物駆除に対して使用するピリプロキシフェンについて公式なガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。飲料水中の最大推奨濃度0.01 mg/Lは、1日当たり2Lの水を飲む60kgの成人の場合、飲料水に割り当てられたADIの上限値の1%未満に相当する。1日当たり1Lの水を飲む10kgの小児の場合、その曝露量はADIの上限1mgの曝露量と比較して、0.01mgである。1日当たり0.75Lの水を飲む5kgの人工栄養乳児の場合、その曝露量はADIの上限0.5mgの曝露量と比較して、0.0075mgである。ピリプロキシフェンの溶解性は低くオクタノール/水分配係数は高いため、最大推奨用量が溶液中に残存する可能性は低く、実際の曝露レベルは計算されたものより十分低い可能性が高いことを示している。

スピノサド

スピノサドは細菌*Saccharopolyspora spinosa*に由来する自然由来の生成物である。スピノサドDTはスピノシンAおよびスピノシンDの混合物である。スピノサドDTの容器内の飲料水中の蚊の制御に用いられている。

WHOPESによると、WHOはスピノサドDT 7.48%をネッタイシマカ(*Aedes aegypti*)に対する飲料水源中の媒介生物駆除剤としての使用について規定している。WHOは媒介生物駆除のための製剤について0.25～0.5 mg/Lの用量に規定している。屋外条件下における期待される有効期間は4～6週間である。

WHOPESは、3種のスピノサドの剤型をボウフラ駆除剤として評価している。品質管理および国際貿易に対するWHO規格は、この3種類の剤型について公表を行っている。すなわち、スピノサド粒剤(636/GR)、水性懸濁液(636/SC)、および直接利用用錠剤(636/DT)である。錠剤のみが有効成分0.25～0.5mg/Lの用量で飲料水中のボウフラ駆除に用いられている。

製造者が行った14日間の研究では、1個の錠剤を200Lの水容器に添加し、この容器の10%の水を研究期間中毎日補給した。スピノサドの濃度は26.5～51.7 µg/Lの範囲であった。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中の媒介生物駆除のために使用する農業について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。
評価実施日	2009
主要関連文書	FAO/WHO (2002) <i>Pesticide residues in food—2001 evaluations</i>

WHO (2010) *Spinosad in drinking-water*

飲料水用の容器内で繁殖する媒介生物を制御するために使用するスピノサドDTについて公式なガイドライン値を設定することは適切ではない。しかし、急性毒性が低いため急性参照用量が設定されていないので、想定される摂取量をADI 0~0.02 mg/kg体重と比較することは適切である。徐放製剤での実際の最大濃度は約52 µg/Lであった。したがって摂取量は、次のようになる。

- 水の消費量 0.75Lと仮定した 5kg の人工栄養乳児での 39 µg = 7.8 µg/kg 体重
- 水の消費量 1Lと仮定した 10kg の小児での 52 µg = 5.2 µg/kg 体重
- 水の消費量 2Lと仮定した 60kg の大人での 104 µg = 1.7 µg/kg 体重

しかし飲料水の消費量がより多い場合、摂取量はより高くなりうる。

これは、全ての層の人々について、曝露量はADIの上限値より十分に低いことを意味している。2倍量が適用されても、曝露量はADIの上限値よりも低い。

もちろん、ADIは生涯曝露に対して設定されており、長期にわたる平均曝露量は上記に示したものより低くなる。

テメホス

テメホスは主に池、沼、ならびに湿地の蚊、および公衆衛生におけるユスリカ、ブユ、その他の昆虫を制御するための幼虫駆除剤として使用されている有機リン系殺虫剤である。容器内の飲料水中の蚊の制御にも用いられている。WHOPESによると、WHOは飲料水源での媒介生物駆除剤としての使用に対して規定している。媒介生物駆除に対する製剤はWHOによって規定されており、WHOPESによって承認したものに限りこの目的に使用すべきである。飲料水へのテメホスの使用は、その用量が1 mg/Lを超えるべきではないと勧告されている。

ガイドライン値が設定されない理由	飲料水中の媒介生物駆除使用する農薬について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられている。
評価実施日	2009
主要関連文書	FAO/WHO (2008) <i>Pesticide residues in food—2006 evaluations</i> WHO (2009) <i>Temephos in drinking-water</i>

テメホスのヒトのリスク評価でのNOAELは、JMPRが2006年に決定したように、ラットでの脳のアセチルコリンエステラーゼ活性の阻害を根拠として、2.3 mg/kg体重/日である。JMPRは、ADIを策定する根拠とするには、そのデータベースは十分に確実でないと考えていたが、これらのガイドラインの目的のため、TDI 0.023 mg/kg体重は不確実係数100を用いてこのNOAELから計算できる。幼若な動物が成体よりも有意に感受性は高いとは言えず、食物からの曝露は低いと考えられている。

飲料水中の媒介生物駆除剤として使用するテメホスについて公式なガイドライン値を設定する

ことは適切ではない。テメホスを飲料水中の媒介生物駆除剤に使用する場合、この曝露量は生涯曝露量よりも少ない。1日当たり2Lの水を飲む60kgの成人について飲料水中の最大用量1 mg/Lは、TDI 0.023 mg/kg体重と比較して、約0.033 mg/kg体重と等価である。1日当たり1Lの水を飲む10kgの小児の曝露量は、約0.1 mg/kg体重であり、また5kgの人工栄養乳児の場合、その曝露量はTDI 0.023 mg/kg体重と比較して、約0.15 mg/kg体重である。

それが現実的な場合、テルメホス利用後の一定期間は小児および人工栄養乳児に対して代替水源を用いることを検討すべきである。

しかし、ADIを超過することが必ずしも悪影響をもたらすわけではない。実際に、テメホスの溶解性は低くオクタノール/水分配係数は高いため、最大推奨用量が溶液中に残存する可能性は低く、徐放剤の使用によって、承認された用量1 mg/Lよりはるかに低くなり、また実際の曝露量は上記で計算した理論上の曝露量より非常に低くなることを示している。

付録1

ガイドライン関連文書

本飲料水水質ガイドラインには、ガイドライン導出の正当性を実証するとともに、優良作業を効果的に実施するための手引きとなる背景情報を提供する別の資料が付属している。これらは、インターネット(http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/)を通してまたはCD-ROMにより、公表資料として利用できる。これらは、<http://www.who.int/bookorders>にて注文ができる。これらの資料には下記のものが含まれる。

公表された関連文書

「飲料水の微生物学的安全性評価:アプローチと方法の改善 (*Assessing microbial safety of drinking water: Improving approaches and methods*)」

Edited by A. Dufour et al.

Published in 2003 by IWA Publishing on behalf of the World Health Organization and the Organisation for Economic Co-operation and Development

飲料水の生物学的安全性の評価に使われるアプローチおよび手法の最新のレビュー。

http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/dwq/9241546301full.pdf

「飲料水におけるカルシウムおよびマグネシウム:公衆衛生上の意義 (*Calcium and Magnesium in drinking-water: Public health significance*)」

Edited by J. Cotruvo and J. Bartram

Published in 2009 by the World Health Organization

カルシウムおよびマグネシウムの日当たり総摂取量に対する飲料水の寄与のレビューと心臓血管症による死亡率および骨粗鬆症の低減などの健康に対する便益の可能性の評価。

http://whqlibdoc.who.int/publications/2009/9789241563550_eng.pdf

「飲料水の化学的安全性:リスク管理のための優先度評価 (*Chemical safety of drinking-water: Assessing priorities for risk management*)」

T. Thompson et al.

Published in 2007 by the World Health Organization

飲料水中の化学物質に対して、優先順位を付け、制御し、または除去するための水供給システムの系統的評価を行うにあたり、その支援となるツール。

http://whqlibdoc.who.int/publications/2007/9789241546768_eng.pdf

「家事用水の量、サービスレベルおよび健康 (*Domestic water quantity, service level and health*)」

G. Howard and J. Bartram

Published in 2003 by the World Health Organization

水の消費(水分の補給と調理)と基礎衛生に必要な許容最小限のニーズを判断するための、健康に関わる目的に用いる水の要件。

http://www.who.int/water_sanitation_health/diseases/WSH03.02.pdf

「家庭における浄水処理の選択肢の評価:健康に基づく目標値と微生物学的性能の仕様 (*Evaluating household water treatment options: Health-based targets and microbiological performance specifications*)」

J. Brown and M. Sobsey

Published in 2011 by the World Health Organization

使用点での浄水処理アプローチのための、健康に基づく目標値および試験手順を設定する。国レベルの認定プログラムの策定の通知を含む。

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/en/

「飲料水の糞便汚染検出のための H₂S 法の評価 (*Evaluation of the H₂S method for detection of fecal contamination of drinking water*)」

M. Sobsey and F. Pfaender

Published in 2002 by the World Health Organization

飲料水の糞便汚染に関する尺度または指標としての「H₂S 試験」の利用に関して、その科学的根拠、正当性、利用可能なデータおよびその他の情報。

http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/dwq/WSH02.08.pdf

「飲料水におけるフッ素 (*Fluoride in drinking-water*)」

J.K. Fawell et al.

Published in 2006 by IWA Publishing on behalf of the World Health Organization

飲料水中のフッ素の発生、健康に与える影響、過剰な濃度を低減する方法、および水中のフッ素の分析方法に関する情報を提供する。

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/fluoride_drinking_water_full.pdf

「航空機における衛生と衛生設備の手引き、第3版、モジュール 1:水;モジュール 2:施設の洗浄および消毒 (*Guide to hygiene and sanitation in aviation, 3rd edition. Module 1: Water; Module 2: Cleaning and disinfection of facilities*)」

Published in 2009 by the World Health Organization

旅行者を守るために、あらゆる種類の空港および空港運営者ならびに他の責任を持つ団体を、高い水準の衛生と衛生設備の実現に向けて支援することを最終目的とし、水および施設の洗浄・消毒を扱う。

http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/ships/guide_hygiene_sanitation_aviation_3_edition.pdf

「船舶衛生設備の手引き、第3版 (*Guide to ship sanitation, 3rd edition*)」

Published in 2011 by the World Health Organization

疾病の観点から船舶における公衆衛生の意義を示し、適切な制御措置を適用することの重要性を強調する。

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/en/index.html

「食品中および水中の病原体の危害因子特性評価ガイドライン (*Hazard characterization for pathogens in food and water: Guidelines*)」

Published in 2003 by the Food and Agriculture Organization of the United Nations and the World Health Organization

国や研究機関の科学者の支援を目的とした、食品および水における微生物学的危害因子の特性評価のための実際的な枠組みとアプローチ。

<http://whqlibdoc.who.int/publications/2003/9241562374.pdf>

「健康の観点から見た給水装置 (*Health aspects of plumbing*)」

Published in 2006 by the World Health Organization and the World Plumbing Council

効果的な給水システムの設計、設置、および維持管理に関わるプロセスの解説、ならびに、給水装置に関する微生物学的、化学的、物理的、経済的な問題の検討。

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/plumbinghealthasp.pdf

「従属栄養細菌数と飲料水の安全性：水質と人の健康の面から見たHPCの意義 (*Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: The significance of HPCs for water quality and human health*)」

Edited by J. Bartram et al.

Published in 2003 by IWA Publishing on behalf of the World Health Organization

飲料水の安全管理における従属栄養細菌数測定の役割についての詳細な評価

http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/dwq/HPCFull.pdf

「レジオネラとレジオネラ症の予防 (*Legionella and the prevention of legionellosis*)」

Edited by J. Bartram et al.

Published in 2007 by the World Health Organization

レジオネラ菌の発生源、生態、および試験所での検出、脆弱な環境のリスク評価およびリスク管理、リスクの回避や十分な制御のために必要な措置、ならびに集団発生管理に対する実践の概説。

http://www.who.int/water_sanitation_health/emerging/legionella.pdf

「家庭での水管理：飲料水供給の改善による健康の増進 (*Managing water in the home: Accelerated health gains from improved water supply*)」

M. Sobsey

Published in 2002 by the World Health Organization

家事用水の取水、処理および貯留のための、様々な方法とシステムに関するレビュー。

http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/WSH02.07.pdf

「水中の病原性抗酸菌：公衆衛生上の重要性、監視および管理に関する手引き (*Pathogenic mycobacteria in water: A guide to public health consequences, monitoring and management*)」

Edited by J. Bartram et al.

Published in 2004 by IWA Publishing on behalf of the World Health Organization

分布や伝播・感染経路の解説、ならびに水中およびその他の環境中の病原性抗酸菌の制御に関する手引き。

http://www.who.int/water_sanitation_health/emerging/pathmycobact/en/

「健康のための地下水保護－飲料水源の水質管理 (*Protecting groundwater for health: Managing the quality of drinking-water sources*)」

Edited by O. Schmoll et al.

Published in 2006 by the World Health Organization

地下水水質に対する危害因子および特定の水供給に対し存在しうるリスクの分析。これは、飲料水源の水質を管理することにより、健康のために地下水を保護する戦略を策定するためのツールである。

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/protecting_groundwater/en/

「WHO 飲料水水質ガイドラインにおける公衆衛生リスクの定量化：疾病負荷に基づくアプローチ (*Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for drinking-water quality: A burden of disease approach*)」

A.H. Havelaar and J.M.Melse

Published in 2003 by the National Institute for Public Health and the Environment of the Netherlands

公衆衛生に関する共通尺度としての障害調整生存年数 (Disability Adjusted Life Years: DALY) の概念と方法論、ならびに、その水質評価における有用性についての討議論文。

http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/dwq/rivmrep.pdf

「飲料水水質の迅速評価:実務ハンドブック(*Rapid assessment of drinking-water quality: A handbook for implementation*)」

Published in 2011 by the World Health Organization and the United Nations Children's Fund

統計的手法、衛生調査、および現場でのアプローチを含む、水質や水の安全性を迅速に監視するための実践的ガイド。

http://www.who.int/entity/water_sanitation_health and <http://www.wssinfo.org>

「水および下水を介する鳥インフルエンザ(H5N1)の伝播の可能性における最新の入手証拠および人の健康に対するリスクを低減する方法の検証(*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*)」

Published in 2006 by the World Health Organization

水源、水供給、公衆衛生(ヒトのし尿、下水システムおよび医療廃棄物)ならびに身体の衛生に関係する、鳥インフルエンザ(H5N1)の入手可能な最新の研究および知見の概説。

http://www.who.int/water_sanitation_health/emerging/h5n1background.pdf

「飲料水中のクリプトストリジウムのリスク評価(*Risk assessment of Cryptosporidium in drinking water*)」

G. Medema et al.

Published in 2009 by the World Health Organization

国の官庁が健康に基づく目標値を設定する際、または水供給事業者がシステム固有の水安全計画の一環として浄水工程の必要性能を決定する際の支援とするため、クリプトストリジウムのさらに詳しいデータを提供し、飲料水水質ガイドラインを補助するテキスト。

http://whqlibdoc.who.int/hq/2009/WHO_HSE_WSH_09.04_eng.pdf

「淡水化による安全な飲料水(*Safe drinking-water from desalination*)」

Published in 2011 by the World Health Organization

様々な淡水化プロセスに関する主たる健康リスクに焦点を当て、淡水化飲料水の安全性を確保するための適切なリスク評価およびリスク管理手続きの手引きを提供する。

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/en/index.html

「管路給水における水の安全性: 管路給水システムにおける微生物学的水質管理(*Safe piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems*)」

Edited by R. Ainsworth

Published in 2004 by IWA Publishing on behalf of the World Health Organization

配水管網における微生物学的汚染物質の侵入と微生物の増殖、および管路給水システムにおける飲料水の安全性の確保に寄与する実践についての報告。

http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/dwq/en/safepipedwater.pdf

「低所得者層における家庭での浄水処理の拡大 (*Scaling up household water treatment among low-income populations*)」

T. Clasen

Published in 2009 by the World Health Organization

家庭用の浄水システムの拡張性に関する最新の証拠を検証する。ここでの主たる目的は、拡張性を実現するための取り組みにおける、最新の家庭内水処理技術の開発と発展をレビューすることである。彼らが遭遇する主な制限を特定し、それを克服する方法を提唱する。

http://whqlibdoc.who.int/hq/2009/WHO_HSE_WSH_09.02_eng.pdf

「水中の有毒シアノバクテリア: その公衆衛生上の重要性、監視および管理に関する手引き (*Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*)」

Edited by I. Chorus and J. Bartram

Published in 1999 by E & FN Spon on behalf of the World Health Organization

シアノバクテリアとその毒素に起因する健康危害因子から、飲料水水源やレクリエーション水域を保護する上で必要な情報につき詳述している、リスク管理のあらゆる側面に関する報告。

http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/resourcesquality/toxycyanobacteria.pdf

「浄水施設の機能向上 (*Upgrading water treatment plants*)」

E.G. Wagner and R.G. Pinheiro

Published in 2001 by Spon Press on behalf of the World Health Organization

浄水場の処理性能改善のための実用的手引き。

http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/om/treatplants/en/

「水質ガイドライン、基準、および健康: 水に由来する感染症のリスク評価およびリスク管理 (*Water quality-Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*)」

Edited by L. Fewtrell and J. Bartram

Published in 2001 by IWA Publishing on behalf of the World Health Organization

環境・公衆衛生科学者、水科学者、政策立案者、および、基準や規制を策定する責任者および、微生物学的水質や健康に関する問題の手引き。

http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/whoiwa/en/index.html

「建築物内の水の安全 (*Water safety in buildings*)」

Edited by D. Cunliffe et al.

人々が水を飲み、調理に水を使用し、洗浄、シャワー、水泳、もしくはその他のレクリエーション活動に水を使用し、または、冷却塔の様な水を使用する装置から発生するエアロゾルに曝露するかもしれない、建造物(例えば、病院、学校、医療施設、ホテルなど)内部での水供給の管理のための手引きを提供する。

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/9789241548106/en/index.html

「水安全計画マニュアル: 飲料水供給者のための段階的リスク管理 (*Water safety plan manual: Step-by-step risk management for drinking-water suppliers*)」

J. Bartram et al.

Published in 2009 by the World Health Organization

それぞれが、水安全計画の策定および実施において重要な段階である、11の学習項目を通じての水安全計画の策定および実施の手引き。

http://whqlibdoc.who.int/publications/2009/9789241562638_eng.pdf

「小規模コミュニティの水供給のための水安全計画 (*Water safety planning for small community water supplies*)」

Published in 2011 by the World Health Organization

管路による方法に依るコミュニティ、点源による供給を受けているコミュニティ、および種々の技術的選択肢を使いコミュニティ全体での水供給サービスなど、農村部や僻地のコミュニティによる彼らのための水安全計画の予定、設計および実施の段階を追って説明する手引き。

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/en/index.html

「水安全計画: 集水域から消費者へ至る、飲料水水質の管理 (*Water safety plans: Managing drinking-water quality from catchment to consumer*)」

A. Davison et al.

Published in 2005 by the World Health Organization

飲料水水質の予防管理、制御および監視の改善された戦略に関する手引き。

http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/dwq/wsp170805.pdf

「浄水処理と病原体制御: 飲料水の安全性確保におけるプロセス効率 (*Water treatment and pathogen control: Process efficiency in achieving safe drinking-water*)」

M.W. LeChevallier and K.K. Au

Published in 2004 by IWA Publishing on behalf of the World Health Organization

水質専門家および設計技術者が微生物学的水質について意思決定する際に助けとなるよう、水中の病原微生物の除去および不活化の重要な分析。

http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/dwq/en/watreatpath.pdf

「水に由来する人畜共通伝染病 (*Waterborne zoonoses: Identification, causes and control*)」

Edited by J.A. Cotruvo et al.

Published in 2004 by IWA Publishing on behalf of the World Health Organization

家畜に由来する微生物により引き起こされ、ヒトにも感染する水に由来する人畜共通伝染病を評価し管理することに関心のある専門家全てにとって、非常に貴重なツールである。

http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/diseases/zoonoses.pdf

付録 2

引用文献^{1,2}

第 1 章

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; and Geneva, World Health Organization (http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/om/omruralsystems/en/index.html).

Sawyer R, Simpson-Hébert M, Wood S (1998) *PHAST step-by-step guide: A participatory approach for the control of diarrhoeal disease*. Geneva, World Health Organization (WHO/EOS/98.3; http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/envsan/phastep/en/).

Simpson-Hébert M, Sawyer R, Clarke L (1996) *The Participatory Hygiene and Sanitation Transformation (PHAST) initiative: a new approach to working with communities*. Geneva, World Health Organization, United Nations Development Programme/World Bank Water and Sanitation Program (WHO/EOS/96.11; http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/envsan/phast/en/).

WHO (1976) *Surveillance of drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization.

WHO (1997) *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. Vol. 3. *Surveillance and control of community supplies*. Geneva, World Health Organization (http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq2v1/en/index2.html).

第 3 章

Howard G et al. (2002) *Healthy villages: A guide for communities and community health workers*. Geneva, World Health Organization (http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/settings/hvintro.pdf).

Prüss A, Corvalan C (2006) *Preventing disease through healthy environments. Towards an estimate of the environmental burden of disease*. Geneva, World Health Organization (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.

第 4 章

Bartram J, Ballance R, eds (1996) *Water quality monitoring: A practical guide to the design*

¹ このリストは、本テキストで引用した文献全てを含むが、本ガイドラインの関連文書は別途、付録 1 に掲げてあり、また、第 11 章で引用した関連文書は各微生物ファクトシートの末尾に掲げてある。

² 本付録に掲載しているウェブサイトへのリンクは 2011 年 1 月現在のものである。

and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes. Published by E & FN Spon, London, on behalf of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, the World Health Organization and the United Nations Environment Programme
(http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/resourcesquality/waterqualmonitor.pdf).

WHO (1997) *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. Vol. 3. *Surveillance and control of community supplies*. Geneva, World Health Organization
(http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq2v1/en/index2.html).

第 5 章

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.

WHO (1976) *Surveillance of drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization.

WHO (1997) *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. Vol. 3. *Surveillance and control of community supplies*. Geneva, World Health Organization
(http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq2v1/en/index2.html).

第 6 章

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, eds (1996) *Water quality monitoring: A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. Published by E & FN Spon, London, on behalf of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, the World Health Organization and the United Nations Environment Programme
(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/WHO (2009) *Benefits and risks of the use of chlorine-containing disinfectants in food production and food processing. Report of a Joint FAO/WHO Expert Meeting*. Geneva, Food and Agriculture Organization of the United Nations and World Health Organization
(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.

WHO (1997) *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. Vol. 3. *Surveillance and control of community supplies*. Geneva, World Health Organization (http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq2v1/en/index2.html).

WHO (2005a) *International Health Regulations* (2005), 2nd ed. Geneva, World Health Organization (http://whqlibdoc.who.int/publications/2008/9789241580410_eng.pdf).

WHO (2005b) *Nutrients in drinking water*. Geneva, World Health Organization (<http://www.bvsde.paho.org/cd-gdwq/Biblioteca/Support%20docs%20GDWQ/nutrientsindw.pdf>).

Wisner B, Adams J (2003) *Environmental health in emergencies and disasters: a practical guide*. Geneva, World Health Organization (http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/emergencies/emergencies2002/en/).

第 7 章

AWWA (1999) *Waterborne pathogens: AWWA manual M48*. Denver, CO, American Water Works Association.

Bitton G (2005) *Wastewater microbiology*, 3rd ed. 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). In: *The Cochrane Library*, Issue 3. Oxford, Update Software (CD004794).

Cotruvo JA, Sobsey M (2006) Point-of-use water treatment for home and travel. In: Grabow W, ed. *UNESCO encyclopedia of life support systems*. Paris, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (<http://www.eolss.net>).

Dullemont YJ et al. (2006) Removal of microorganisms by slow sand filtration. In: Gimbel R, Graham NJD, Collins MR, eds. *Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes*. London, 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*. Health, Nutrition, and Population Family of the World Bank Human Development Network (<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).
- 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) [Detection of *Campylobacter jejuni* and *C. coli* in waste water.] *Zentralblatt für Mikrobiologie*, 143(1):47–54 (in German).
- WHO (2003) *Emerging issues in water and infectious disease*. Geneva, World Health

Organization (http://www.who.int/water_sanitation_health/emerging/emerging.pdf).

WHO (2005) *Preventing travellers' diarrhoea: How to make drinking water safe*. Geneva, World Health Organization (http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/envsan/sdwtravel.pdf).

World Health Assembly (1991) *Elimination of dracunculiasis: Resolution of the 44th World Health Assembly*. Geneva, World Health Organization (Resolution No. WHA 44.5).

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.

第8章

FAO/WHO (2009) *Principles and methods for the risk assessment of chemicals in food*. Geneva, Food and Agriculture Organization of the United Nations and the World Health Organization (Environmental Health Criteria 240; <http://www.who.int/ipcs/food/principles/en/index1.html>).

IPCS (1994) *Assessing human health risks of chemicals: Derivation of guidance values for healthbased exposure limits*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 170; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc170.htm>).

IPCS (2000) *Disinfectants and disinfectant by-products*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (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*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (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*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 239; http://whqlibdoc.who.int/publications/2009/9789241572392_eng.pdf).

Solecki R et al. (2005) Guidance on setting of acute reference dose (ARfD) for pesticides. *Food and Chemical Toxicology*, 43:1569–1593 (<http://www.who.int/ipcs/food/jmpr/arfd/en/index.html>).

WHO (2006) *Guidelines for safe recreational water environments. Vol. 2. Swimming pools and similar environments*. Geneva, World Health Organization (http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241546808_eng.pdf).

WHO/TDR (2009) *Dengue—Guidelines for diagnosis, treatment, prevention and control*.

Geneva, World Health Organization and the Special Programme for Research and Training in Tropical Diseases (TDR)
(http://whqlibdoc.who.int/publications/2009/9789241547871_eng.pdf).

第 9 章

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).

European Commission (2001) Commission recommendation of 20 December 2001 on the protection of the public against exposure to radon in drinking water supplies. *Official Journal of the European Communities*, L344:85–87
(http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radioprotection/doc/legislation/01928_en.pdf).

Health Canada (2009) *Guidelines for Canadian drinking water quality: Guideline technical document—Radiological parameters*. Ottawa, Ontario, Health Canada, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Radiation Protection Bureau (Catalogue No. H128-1/10-614E-PDF);
http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/radiological_para-radiologiques/radiological_para-radiologiques-eng.pdf).

IAEA (2002) *Safety requirements on preparedness and response for a nuclear or radiological emergency*. Vienna, International Atomic Energy Agency (Safety Standards Series No. GS-R-2).

IAEA, WHO (2005) *Development of an extended framework for emergency response criteria*. Vienna, International Atomic Energy Agency (TECDOC-1432).

IAEA, WHO (2010) *Criteria for use in planning response to nuclear and radiological emergencies*. Vienna, International Atomic Energy Agency (Safety Guide DS44).

ICRP (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).

ICRP (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).

ICRP (2008) The 2007 recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. *Annals of the ICRP*, 37(2–4).

ICRP (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).

ICRP (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).

ISO (2003) *Standard ISO 5667-3: Water quality—Sampling—Part 3: Guidance on the preservation and handling of water samples*. Geneva, International Organization for Standardization.

ISO (2006a) *Standard ISO 5667-1: Water quality—Sampling—Part 1: Guidance on the design of sampling programmes and sampling techniques*. Geneva, International Organization for Standardization.

ISO (2006b) *Standard ISO 5667-5: Water quality—Sampling—Part 5: Guidance on sampling of drinking water from treatment works and piped distribution systems*. Geneva, International Organization for Standardization.

ISO (2007) *Standard ISO 9696: Water quality—Measurement of gross alpha activity in non-saline water—Thick source method*. Geneva, International Organization for Standardization.

ISO (2008) *Standard ISO 9697: Water quality—Measurement of gross beta activity in non-saline water—Thick source method*. Geneva, International Organization for Standardization.

ISO (2009a) *Standard ISO 5667-11: Water quality—Sampling—Part 11: Guidance on sampling of groundwaters*. Geneva, International Organization for Standardization.

ISO (2009b) *Standard ISO 10704: Water quality—Measurement of gross alpha and gross beta activity in non-saline water—Thin source deposit method*. Geneva, International Organization for Standardization.

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.

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.

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, United Nations, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (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, United Nations, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2008_1.html).

USEPA (2007) *Communicating radiation risks*. Washington, DC, Environmental Protection Agency (EPA Publication 402-F-07-008).

WHO (2002) *Establishing a dialogue on risks from electromagnetic fields*. Geneva, World Health Organization.

WHO (2009) *WHO handbook on indoor radon: A public health perspective*. Geneva, World Health Organization.

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.

第 11 章¹

WHO (2003) *Emerging issues in water and infectious disease*. Geneva, World Health Organization (http://www.who.int/water_sanitation_health/emerging/emerging.pdf).

¹ 引用した関連文書は第 11 章の各微生物ファクトシートの末尾に掲げてある。

第 12 章¹

WHO 飲料水水質ガイドライン準備のための基礎資料²

WHO (2003) *1,1-Dichloroethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/19).

WHO (2003) *1,1,1-Trichloroethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/65).

WHO (2003) *1,2-Dibromo-3-chloropropane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/34).

WHO (2003) *1,2-Dibromoethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/66).

WHO (2003) *1,2-Dichloroethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/67).

WHO (2003) *1,2-Dichloroethene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/72).

WHO (2003) *1,2-Dichloropropane (1,2-DCP) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/61).

WHO (2003) *1,3-Dichloropropane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/35).

WHO (2003) *1,3-Dichloropropene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/36).

WHO (2003) *2,4-D in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/70).

WHO (2003) *2-Phenylphenol and its sodium salt in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/69).

¹ 第 12 章にて、同一著者・同一日付で引用した文献は、ここではアルファベット順に掲げている。

² 基礎資料は全て、以下のサイトにて閲覧できる。

http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en/index.html

WHO (2003) *Alachlor in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/31).

WHO (2003) *Aldicarb in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/72).

WHO (2003) *Aldrin and dieldrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/73).

WHO (2003) *Ammonia in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/1).

WHO (2003) *Antimony in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/74).

WHO (2003) *Asbestos in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/2).

WHO (2003) *Barium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/76).

WHO (2003) *Bentazone in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/77).

WHO (2003) *Benzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/24).

WHO (2003) *Bromate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/78).

WHO (2003) *Brominated acetic acids in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/79).

WHO (2003) *Carbofuran in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/81).

WHO (2003) *Carbon tetrachloride in drinking-water. Background document for preparation*

of *WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/82).

WHO (2003) *Chlordane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/84).

WHO (2003) *Chloride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/3).

WHO (2003) *Chlorine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/45).

WHO (2003) *Chloroacetones in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/50).

WHO (2003) *Chlorophenols in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/47).

WHO (2003) *Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/44).

WHO (2003) *Chloropicrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/52).

WHO (2003) *Chlorotoluron in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/33).

WHO (2003) *Chlorpyrifos in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/87).

WHO (2003) *Chromium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/4).

WHO (2003) *Copper in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/88).

WHO (2003) *Cyanazine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization

(WHO/SDE/WSH/03.04/60).

WHO (2003) *Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/57).

WHO (2003) *DDT and its derivatives in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/89).

WHO (2003) *Dialkyltins in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/109).

WHO (2003) *Dichlorobenzenes in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/28).

WHO (2003) *Dichloromethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/18).

WHO (2003) *Di(2-ethylhexyl)adipate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/68).

WHO (2003) *Di(2-ethylhexyl)phthalate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/29).

WHO (2003) *Dimethoate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04).

WHO (2003) *Diquat in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/91).

WHO (2003) *Edetic acid (EDTA) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/58).

WHO (2003) *Endosulfan in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/92).

WHO (2003) *Endrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/93).

WHO (2003) *Epichlorohydrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/94).

WHO (2003) *Ethylbenzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/26).

WHO (2003) *Fenitrothion in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/95).

WHO (2003) *Fluoride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/96).

WHO (2003) *Glyphosate and AMPA in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/97).

WHO (2003) *Halogenated acetonitriles in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/98).

WHO (2003) *Heptachlor and heptachlor epoxide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/99).

WHO (2003) *Hexachlorobenzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/100).

WHO (2003) *Hexachlorobutadiene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/101).

WHO (2003) *Hydrogen sulfide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/7).

WHO (2003) *Inorganic tin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/115).

WHO (2003) *Iodine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/46).

WHO (2003) *Iron in drinking-water. Background document for preparation of WHO*

Guidelines for drinking-water quality. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/08).

WHO (2003) *Isoproturon in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/37).

WHO (2003) *Lindane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/102).

WHO (2003) *Malathion in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/103).

WHO (2003) *MCPA in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/38).

WHO (2003) *Methoxychlor in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/105).

WHO (2003) *Methyl parathion in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/106).

WHO (2003) *Metolachlor in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/39).

WHO (2003) *Molinate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/40).

WHO (2003) *Monochloramine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/83).

WHO (2003) *Monochloroacetic acid in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/85).

WHO (2003) *Monochlorobenzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/107).

WHO (2003) *MX in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization

(WHO/SDE/WSH/03.04/108).

WHO (2003) *Nitritotriacetic acid in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/30).

WHO (2003) *Parathion in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/110).

WHO (2003) *Pendimethalin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/41).

WHO (2003) *Pentachlorophenol in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/62).

WHO (2003) *Polynuclear aromatic hydrocarbons in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/59).

WHO (2003) *Propanil in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/112).

WHO (2003) *Silver in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/14).

WHO (2003) *Simazine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/42).

WHO (2003) *Sodium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/15).

WHO (2003) *Styrene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/27).

WHO (2003) *Sulfate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/114).

WHO (2003) *Terbutylazine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/63).

WHO (2003) *Tetrachloroethene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/23).

WHO (2003) *Toluene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/116).

WHO (2003) *Total dissolved solids in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/16).

WHO (2003) *Trichloroacetic acid in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/120).

WHO (2003) *Trichlorobenzenes in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/117).

WHO (2003) *Trifluralin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/43).

WHO (2003) *Vinyl chloride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/119).

WHO (2003) *Xylenes in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/25).

WHO (2003) *Zinc in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/17).

WHO (2005) *1,1-Dichloroethene in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/05.08/20).

WHO (2005) *1,4-Dioxane in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/05.08/120).

WHO (2005) *Chloral hydrate in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/05.08/49).

WHO (2005) *Chlorite and chlorate in drinking-water. Background document for preparation*

of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/05.08/86).

WHO (2005) *Dichloroacetic acid in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/05.08/121).

WHO (2005) *Formaldehyde in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/05.08/48).

WHO (2005) *Mercury in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/05.08/10).

WHO (2005) *Methyl tertiary-butyl ether (MTBE) in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/05.08/122).

WHO (2005) *Nickel in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/05.08/55).

WHO (2005) *Petroleum products in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/05.08/123).

WHO (2005) *Trichloroethene in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/05.08/22).

WHO (2005) *Trihalomethanes in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/05.08/64).

WHO (2007) *pH in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/07.01/1).

WHO (2008) *Carbaryl in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/AMR/08.03/5).

WHO (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*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/AMR/08.03/6).

WHO (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. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/AMR/08.03/14).

WHO (2008) *N-Nitrosodimethylamine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/AMR/08.03/8).

WHO (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*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/AMR/08.03/11).

WHO (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*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/AMR/08.03/15).

WHO (2008) *Sodium dichloroisocyanurate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/AMR/08.03/3).

WHO (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*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/WSH/09.01/8).

WHO (2009) *Beryllium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/WSH/09.01/5).

WHO (2009) *Boron in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/WSH/09.01/2).

WHO (2009) *Bromide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/WSH/09.01/6).

WHO (2009) *Cyanide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/WSH/09.01/3).

WHO (2009) *Cyanogen chloride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/WSH/09.01/9).

WHO (2009) *Nitrobenzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/WSH/09.01/4).

WHO (2009) *Potassium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization

(WHO/HSE/WSH/09.01/7).

WHO (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*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/AMR/09.01/1).

WHO (2010) *Aluminium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/53).

WHO (2010) *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*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/AMR/08.03/9).

WHO (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*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/WSH/10.01.12).

WHO (2011) *Acrylamide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/71/Rev/1).

WHO (2011) *Arsenic in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/75/Rev/1).

WHO (2011) *Atrazine and its metabolites in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/WSH/10.01/11/Rev/1).

WHO (2011) *Cadmium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/80/Rev/1).

WHO (2011) *Hardness in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/WSH/10.01/10/Rev/1).

WHO (2011) *Lead in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/9/Rev/1).

WHO (2011) *Manganese in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/104/Rev/1).

WHO (2011) *Molybdenum in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/11/Rev/1).

WHO (2011) *Nitrate and nitrite in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/AMR/07.01/16/Rev/1).

WHO (2011) *Permethrin in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/05.08/111/Rev/1).

WHO (2011) *Selenium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/13/Rev/1).

WHO (2011) *Uranium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/03.04/118/Rev/1).

その他の引用文献

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 (http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/resourcesquality/toxycyanobacteria.pdf).

FAO/WHO (1992) *Pesticide residues in food—1991 evaluations. Part II—Toxicology*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/92.52).

FAO/WHO (1993) *Pesticide residues in food—1992 evaluations. Part II—Toxicology*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/93.34).

FAO/WHO (1994) *Pesticide residues in food—1993 evaluations. Part II—Toxicology*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/94.4).

FAO/WHO (1995) *Pesticide residues in food—1994 evaluations. Part II—Toxicology*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/95.2).

FAO/WHO (1996) *Pesticide residues in food—1995 evaluations. Part II—Toxicological and environmental*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/96.48).

FAO/WHO (1997) *Pesticide residues in food—1996 evaluations. Part II—Toxicological*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/97.1).

FAO/WHO (1998) *Pesticide residues in food—1997 evaluations. Part II—Toxicological and*

environmental. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/98.6).

FAO/WHO (1999) *Pesticide residues in food—1998 evaluations. Part II—Toxicological*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/99.18).

FAO/WHO (2000) *Pesticide residues in food—1999 evaluations. Part II—Toxicological*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/00.4).

FAO/WHO (2001) *Evaluation of certain food additives and contaminants. Fifty-fifth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives*. Geneva, World Health Organization (WHO Technical Report Series, No. 901).

FAO/WHO (2001) *Pesticide residues in food—2000 evaluations. Part II—Toxicological*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/01.3).

FAO/WHO (2002) *Evaluation of certain food additives. Fifty-ninth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives*. Geneva, World Health Organization (WHO Technical Report Series, No. 913).

FAO/WHO (2002) *Pesticide residues in food—2001 evaluations. Part II—Toxicological*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/02.1).

FAO/WHO (2003) Nitrate (and potential endogenous formation of N-nitroso compounds). In: *Safety evaluation of certain food additives and contaminants*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (WHO Food Additives Series, No. 50).

FAO/WHO (2003) *Pesticide residues in food—2002 evaluations. Part II—Toxicological*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues (WHO/PCS/03.1).

FAO/WHO (2004) *Evaluation of certain food additives and contaminants*. Sixty-first report of the Joint FAO/WHO Committee on Food Additives. Geneva, World Health Organization (WHO Technical Report Series No. 922).

FAO/WHO (2004) *Vitamin and mineral requirements in human nutrition*, 2nd ed. Report of a Joint FAO/WHO Expert Consultation, Bangkok, Thailand, 21–30 September 1998. Geneva, World Health Organization (<http://whqlibdoc.who.int/publications/2004/9241546123.pdf>).

FAO/WHO (2006) *Pesticide residues in food—2005 evaluations. Part II—Toxicological*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues.

FAO/WHO (2007) Aluminium (from all sources, including food additives). In: *Evaluation of certain food additives and contaminants. Sixty-seventh report of the Joint FAO/WHO Expert*

Committee on Food Additives. Geneva, World Health Organization, pp. 33–44 (WHO Technical Report Series, No. 940).

FAO/WHO (2008) *Pesticide residues in food—2006 evaluations. Part II—Toxicological*. Geneva, World Health Organization, Joint FAO/WHO Meeting on Pesticide Residues.

FAO/WHO (2009) *Pesticide residues in food—2007 evaluations. Part II—Toxicological*. Geneva, World Health Organization.

FAO/WHO (2011) *Evaluation of certain contaminants in food. Seventy-second report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives*. Geneva, World Health Organization (WHO Technical Report Series, No. 959).

FAO/WHO (2011) *Evaluation of certain food additives and contaminants. Seventy-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives*. Geneva, World Health Organization (WHO Technical Report Series, No. 960).

Fawell J et al. (2006) *Fluoride in drinking-water*. London, IWA Publishing on behalf of the World Health Organization (WHO Drinking-water Quality Series; http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/publications/fluoride_drinking_water_full.pdf).

IARC (1987) *Overall evaluations of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volumes 1–42*. Lyon, International Agency for Research on Cancer, pp. 100–106 (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Supplement 7).

IPCS (1992) *Endrin*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 130; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc130.htm>).

IPCS (1992) *Methyl parathion*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 145; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc145.htm>).

IPCS (1994) *Glyphosate*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 159; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc159.htm>).

IPCS (1994) *Hexachlorobutadiene*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 156; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc156.htm>).

IPCS (1995) *1,2-Dichloroethane*, 2nd ed. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (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*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety, Joint Meeting on Pesticides (WHO/PCS/95.7).

- IPCS (1996) *1,2-Dibromoethane*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 177; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc177.htm>).
- IPCS (1997) *Aluminium*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 194; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc194.htm>).
- IPCS (1997) *Hexachlorobenzene*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 195; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc195.htm>).
- IPCS (1998) *1,2-Dichloroethane*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Concise International Chemical Assessment Document 1; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad01.pdf>).
- IPCS (1998) *Copper*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 200; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc200.htm>).
- IPCS (1998) *Methyl tertiary-butyl ether*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 206; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc206.htm>).
- IPCS (1999) *Bacillus thuringiensis*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 217; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc217.htm>).
- IPCS (1999) *Carbon tetrachloride*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 208; http://www.who.int/entity/ipcs/publications/ehc/who_ehc_208.pdf).
- IPCS (1999) *Manganese and its compounds*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Concise International Chemical Assessment Document 12; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad12.pdf>).
- IPCS (1999) *Vinyl chloride*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 215; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc215.htm>).
- IPCS (2000) *Chloral hydrate*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (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*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 216; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc216.htm>).
- IPCS (2001) *Arsenic and arsenic compounds*. Geneva, World Health Organization,

International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 224; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm>).

IPCS (2001) *Barium and barium compounds*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Concise International Chemical Assessment Document 33; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad33.pdf>).

IPCS (2001) *Beryllium and beryllium compounds*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Concise International Chemical Assessment Document 32; <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad32.htm>).

IPCS (2002) *Fluorides*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Environmental Health Criteria 227; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc227.htm>).

IPCS (2002) *Formaldehyde*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Concise International Chemical Assessment Document 40; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad40.pdf>).

IPCS (2002) *N-Nitrosodimethylamine*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Concise International Chemical Assessment Document 38; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad38.pdf>).

IPCS (2003) *1,1-Dichloroethene (vinylidene chloride)*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (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*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Concise International Chemical Assessment Document 50; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad50.pdf>).

IPCS (2004) *Chloroform*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (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*. Geneva, World Health Organization, International Programme on Chemical Safety (Concise International Chemical Assessment Document 61; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad61.pdf>).

ISO (1982) *Water quality—determination of total arsenic*. Geneva, International Organization for Standardization (ISO 6595-1982).

Schmoll O et al. (2006) *Protecting groundwater for health: Managing the quality of drinking-water sources*. London, IWA Publishing on behalf of the World Health Organization (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/protecting_groundwater/en/).

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.

WHO (2004) *Report of the seventh WHOPES working group meeting, 2–4 December 2003, Geneva*. Geneva, World Health Organization, WHO Pesticide Evaluation Scheme (WHO/CDS/WHOPES/2004.8; http://whqlibdoc.who.int/hq/2004/WHO_CDS_WHOPES_2004.8.pdf).

WHO (2006) *Report of the ninth WHOPES working group meeting, 5–9 December 2005, Geneva*. Geneva, World Health Organization, Control of Neglected Tropical Diseases, WHO Pesticide Evaluation Scheme (WHO/CDS/NTD/WHOPES/2006.2; http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_CDS_NTD_WHOPES_2006.2_eng.pdf).

WHO (2007) *WHO specifications and evaluations for public health pesticides: Bacillus thuringiensis subspecies israelensis strain AM65-52*. Geneva, World Health Organization (http://www.who.int/whopes/quality/Bti_eval_spec_Jun_07.pdf).

付録 3

化学物質総括表

表 A3.1 ガイドライン値の導出から除外された化学物質

化学物質	除外された理由
アミトラズ	環境中で速やかに分解され、飲料水中に測定可能な濃度で存在することは考えられない。
クロロベンジレート	飲料水中での存在は考えられない。
クロロタロニル	飲料水中での存在は考えられない。
シベルメトリン	飲料水中での存在は考えられない。
デルタメトリン	飲料水中での存在は考えられない。
ダイアジノン	飲料水中での存在は考えられない。
ジノセブ	飲料水中での存在は考えられない。
エチレンチオ尿素	飲料水中での存在は考えられない。
フェナミホス	飲料水中での存在は考えられない。
ホルモチオン	飲料水中での存在は考えられない。
ヘキサクロロシクロヘキサン (異性体の混合物)	飲料水中での存在は考えられない。
MCPB ^a	飲料水中での存在は考えられない。
メタミドホス	飲料水中での存在は考えられない。
メソミル	飲料水中での存在は考えられない。
マイレックス	飲料水中での存在は考えられない。
モノクロトホス	多くの国で使用されておらず、飲料水中での存在は考えられない。
オキサミル	飲料水中での存在は考えられない。
フォレート	飲料水中での存在は考えられない。
プロポキスル	飲料水中での存在は考えられない。
ピリデート	残留性がなく、飲料水ではまれにしか検出されない。
キントゼン	飲料水中での存在は考えられない。
トキサフェン	飲料水中での存在は考えられない。
トリアゾホス	飲料水中での存在は考えられない。
酸化トリブチルスズ	飲料水中での存在は考えられない。
トリクロロホン	飲料水中での存在は考えられない。

^a 4- (4-クロロ-0-トリルオキシ) 酪酸

表 A3.2 ガイドライン値が設定されていない化学物質

(1/3)

化学物質	ガイドライン値が設定されない理由
アルミニウム	0.9 mg/L という健康に基づく値を導出することは可能であるが、この値は、アルミニウム系凝集剤を使用する浄水場における凝集工程の最適化に基づく実用的なレベル(大規模浄水場で0.1 mg/L 以下、小規模浄水場で0.2 mg/L 以下)を超える。
アンモニア	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
アスベスト	経口摂取したアスベストが健康に有害であるという一貫した証拠はない。
ベンタゾン	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
ベリリウム	健康への懸念がある濃度で飲料水中に検出されることはほとんどない。
臭化物	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
プロモクロロ酢酸	健康影響に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
プロモクロロアセトニトリル	健康影響に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
バチルス (<i>Bacillus thuringiensis israelensis</i>) (Bti)	飲料水中の媒介生物駆除のために使用される農業について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられる。
カルバリル	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
抱水クロラール	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
塩化物イオン	飲料水中のレベルでは健康上問題にならない ^a 。
二酸化塩素	急速に亜塩素酸イオンに分解し、二酸化塩素による毒性のおそれがあるとしても、亜塩素酸イオンの暫定ガイドライン値がそのことに対して十分に保護する役割を果たしている。
クロロアセトン	いかなるクロロアセトンについても、健康影響に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
2-クロロフェノール	健康影響に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
クロロピクリン	健康影響に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
シアン	水源への流出に伴う緊急事態を除いて、飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
塩化シアン	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
ジアルキルスズ	いかなるジアルキルスズについても、健康影響に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
ジブromo酢酸	健康影響に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
ジクロロアミン	健康影響に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
1,3-ジクロロベンゼン	健康影響に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
1,1-ジクロロエタン	健康影響に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
1,1-ジクロロエチレン	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
2,4-ジクロロフェノール	健康影響に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
1,3-ジクロロプロパン	健康影響に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
ジフルベンズロン	飲料水中の媒介生物駆除のために使用される農業について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられる。
ジクワット	池、湖および灌漑水路に繁殖する浮遊性および沈水性の水生雑草の駆除のための除草剤として使用されることがあるが、飲料水中で検出されることはまれである。
エンドスルファン	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
フェニトロチオン	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
フルオランテン	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
ホルムアルデヒド	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。

化学物質	ガイドライン値が設定されない理由
グリホサートおよび AMPA ^b	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
硬度	飲料水中のレベルでは健康上問題にならない ^a 。
ヘプタクロールおよびヘプタクロールエポキシド	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
ヘキサクロロベンゼン	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
硫化水素	飲料水中のレベルでは健康上問題にならない ^a 。
無機スズ	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
ヨウ素	健康に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがなく、また、水の消毒を介してのヨウ素への生涯にわたる曝露は考えられない。
鉄	飲料水中で受容性の問題を起こす濃度では健康上問題にならない ^a 。
マラチオン	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
マンガン	飲料水中で受容性の問題を起こす濃度では健康上問題にならない ^a 。
メトプレン	飲料水中の媒介生物駆除のために使用される農薬について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられる。
メチルパラチオン	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
メチル-tert-ブチルエーテル (MTBE)	導出されるいかなるガイドラインも、MTBE が臭気により感知される濃度より著しく高い。
モリブデン	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
モノプロモ酢酸	健康影響に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
モノクロロベンゼン	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低く、健康に基づく値は、報告されている味覚や臭気の閾値の最小値よりはるかに高い。
MX	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
ニトロベンゼン	健康への懸念がある濃度で飲料水中に検出されることはほとんどない。
ノバルロン	飲料水中の媒介生物駆除のために使用される農薬について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられる。
パラチオン	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
ペルメトリン	ヒトの疾病を媒介する蚊の幼虫駆除のためのピレスロイド類の使用を除外するという WHO の政策の一環として、飲料水への直接添加は推奨されていない。
石油製品	ほとんどの場合、特に短期曝露のときは、健康への懸念がある濃度より低い濃度で味や臭気を感じることができる。
pH	飲料水中のレベルでは健康上問題にならない ^a 。
2-フェニルフェノールおよびそのナトリウム塩	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
ピリミホスメチル	他の効果的で安全な処理が利用可能でない限り、飲料水への直接利用とは推奨されていない。
カリウム	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
プロパニル	より毒性の強い代謝物に容易に変化する。親化合物についてガイドライン値を設定するのは不適切である。代謝物についてはガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
ピリプロキシフェン	飲料水中の媒介生物駆除のために使用される農薬について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられる。
銀	健康影響に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
ナトリウム	飲料水中のレベルでは健康上問題にならない ^a 。

化学物質	ガイドライン値が設定されない理由
スピノサド	飲料水中の媒介生物駆除のために使用される農業について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられる。
硫酸イオン	飲料水中のレベルでは健康上問題にならない ^a 。
テメホス	飲料水中の媒介生物駆除のために使用される農業について、ガイドライン値を設定することは適切ではないと考えられる。
溶解性物質	飲料水中のレベルでは健康上問題にならない ^a 。
トリクロラミン	健康影響に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
トリクロロアセトニトリル	健康影響に基づくガイドライン値を導出できるほど十分なデータがない。
トリクロロベンゼン(総量)	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低く、健康に基づく値は、報告されている臭気閾値の最小値より高い。
1,1,1-トリクロロエタン	飲料水中の濃度は、健康への懸念がある濃度よりずっと低い。
亜鉛	飲料水中のレベルでは健康上問題にならない ^a 。

a 飲料水の受容性に影響を及ぼすことがある(第10章参照)

b アミノメチルホスホン酸

c 水質上の重要な運転パラメータ

表 A3.3 飲料水において健康上重要な化学物質のガイドライン値

(1/3)

化学物質	ガイドライン値		備考
	mg/L	μg/L	
アクリルアミド	0.000 5 ^a	0.5 ^a	
アラクロール	0.02 ^a	20 ^a	
アルディカーブ	0.01	10	アルディカーブスルホキシドとアルディカーブスルホンに適用
アルドリンおよびディルドリン	0.000 03	0.03	アルドリンとディルドリンの和に関して
アンチモン	0.02	20	
ヒ素	0.01 (A,T)	10(A,T)	
アトラジンとそのクロロ-s-トリアジン代謝物	0.1	100	
バリウム	0.7	700	
ベンゼン	0.01 ^a	10 ^a	
ベンゾ[a]ピレン	0.000 7 ^a	0.7 ^a	
ホウ素	2.4	2 400	
臭素酸イオン	0.01 ^a (A, T)	10 ^a (A, T)	
ブロモジクロロメタン	0.06 ^a	60 ^a	
ブロモホルム	0.1	100	
カドミウム	0.003	3	
カルボフラン	0.007	7	
四塩化炭素	0.004	4	
塩素酸イオン	0.7 (D)	700 (D)	
クロルデン	0.000 2	0.2	
塩素	5 (C)	5 000 (C)	効果的な消毒のためには、pH8.0 未満で少なくとも30分間の接触後に、遊離残留塩素濃度が0.5mg/L以上であること。残留塩素は配水システム全体にわたり維持すること。給水点での遊離残留塩素濃度は少なくとも0.2 mg/Lであること。

化学物質	ガイドライン値		備考
	mg/L	μg/L	
亜塩素酸イオン	0.7 (D)	700 (D)	
クロロホルム	0.3	300	
クロロトルロン	0.03	30	
クロルピリホス	0.03	30	
クロム	0.05 (P)	50 (P)	総クロムに関して
銅	2	2 000	ガイドライン値以下の濃度であっても、洗濯物や衛生器具にしみができることがある。
シアナジン	0.000 6	0.6	
2,4-D ^b	0.03	30	遊離酸に適用
2,4-DB ^c	0.09	90	
DDT ^d およびその代謝物	0.001	1	
ジプロモアセトニトリル	0.07	70	
ジプロモクロロメタン	0.1	100	
1,2-ジプロモ-3-クロロプロパン	0.001 ^a	1 ^a	
1,2-ジプロモエタン	0.000 4 ^a (P)	0. 4 ^a (P)	
ジクロロ酢酸	0.05 ^a (D)	50 ^a (D)	
ジクロロアセトニトリル	0.02 (P)	20 (P)	
1,2-ジクロロベンゼン	1 (C)	1 000 (C)	
1,4-ジクロロベンゼン	0.3 (C)	300 (C)	
1,2-ジクロロエタン	0.03 ^a	30 ^a	
1,2-ジクロロエチレン	0.05	50	
ジクロロメタン	0.02	20	
1,2-ジクロロプロパン	0.04 (P)	40 (P)	
1,3-ジクロロプロペン	0.02 ^a	20 ^a	
ジクロロプロップ	0.1	100	
フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	0.008	8	
ジメトエート	0.006	6	
1,4-ジオキサソ	0.05 ^a	50 ^a	線形多段階モデルや耐容一日摂取量アプローチを用いて導出
エチレンジアミン四酢酸	0.6	600	遊離酸に適用
エンドリン	0.000 6	0.6	
エピクロロヒドリン	0.000 4 (P)	0.4 (P)	
エチルベンゼン	0.3 (C)	300 (C)	
フェノプロップ	0.009	9	
フッ素	1.5	1 500	国の基準を設定する際には、飲料水摂取量および他の曝露源からの摂取量を考慮すること。
ヘキサクロロブタジエン	0.000 6	0.6	
ヒドロキシアトラジン	0.2	200	アトラジン代謝物
イソプロツロン	0.009	9	
鉛	0.01 (A,T)	10 (A,T)	
リンデン	0.002	2	
MCPA ^e	0.002	2	
メコプロップ	0.01	10	
水銀	0.006	6	無機水銀に関して

化学物質	ガイドライン値		備考
	mg/L	μg/L	
メキシクロール	0.02	20	
メトラクロール	0.01	10	
マイクロシスチン LR	0.001 (P)	1 (P)	総マイクロシスチン LR(遊離および細胞内に存在するものの和)に関して
モリネート	0.006	6	
モノクロラミン	3	3 000	
モノクロロ酢酸	0.02	20	
ニッケル	0.07	70	
硝酸イオン(NO ₃ ⁻ として)	50	50 000	短期曝露
ニトリロ三酢酸	0.2	200	
亜硝酸イオン(NO ₂ ⁻ として)	3	3 000	短期曝露
N-ニトロソジメチルアミン	0.000 1	0.1	
ペンディメタリン	0.02	20	
ペンタクロロフェノール	0.009 ^a (P)	9 ^a (P)	
セレン	0.04 (P)	40 (P)	
シマジン	0.002	2	
ジクロロイソシアヌル酸ナトリウム	50 40	50 000 40 000	ジクロロイソシアヌル酸ナトリウムとして シアヌル酸として
スチレン	0.02 (C)	20 (C)	
2,4,5-T ^f	0.009	9	
テルブチラジン	0.007	7	
テトラクロロエチレン	0.04	40	
トルエン	0.7 (C)	700 (C)	
トリクロロ酢酸	0.2	200	
トリクロロエチレン	0.02 (P)	20 (P)	
2,4,6-トリクロロフェノール	0.2 ^a (C)	200 ^a (C)	
トリフルラリン	0.02	20	
トリハロメタン	-	-	それぞれの検出濃度とガイドライン値との比の和が1を超えないこと。
ウラン	0.03 (P)	30 (P)	ウランの化学的観点のみについて
塩化ビニル	0.000 3 ^a	0.3 ^a	
キシレン	0.5 (C)	500 (C)	

A: 暫定ガイドライン値。算出されたガイドライン値が達成できる定量可能なレベルを下回ることによる。

C: その物質の濃度が健康に基づくガイドライン値以下であっても、水の外観や臭味に影響があり、消費者による苦情にまで至ることがある。

D: 暫定ガイドライン値。消毒によりガイドライン値を超えることがあり得ることによる。

P: 暫定ガイドライン値。健康データベースに不確実性があることによる。

T: 暫定ガイドライン値。算出されたガイドライン値が^a、現実的な処理方法、水源保護などにより達成できるレベルを下回ることによる。

a. 発がん物質と考えられる物質についてのガイドライン値は、10⁻⁵の生涯過剰発がんリスク(その物質をガイドライン値と同じ濃度で含む飲料水を、70年間摂取し続けることにより、10万人に1人ががんになることを意味する)の上限に相当する飲料水中の濃度である。10⁻⁴および10⁻⁶の推定生涯過剰発がんリスクの上限に相当する濃度は、それぞれ、ガイドライン値に10を掛けること、および、ガイドライン値を10で割ることによって求めることができる。

b. 2,4-ジクロロフェノキシ酢酸

c. 2,4-ジクロロフェノキシ酪酸

d. ジクロロジフェニルトリクロロエタン

e. 4-(2-メチル-4-クロロフェノキシ)酢酸

f. 2,4,5-トリクロロフェノキシ酢酸

付録 4

分析法および分析による達成度

A4.1 分析法

容量滴定では、標準滴定液を用いた滴定によって化学物質を分析する。滴定の終点は、指示薬との反応による着色、電位の変化、または、pH値の変化によって確認される。

比色法は、着色した対象化学物質または反応生成物の発色強度を測定するものである。適切な波長の光を照射してその吸収を測定する。濃度は、既知濃度の対象物質による検量線を用いて求める。紫外線吸光光度法は、紫外線を使用する点を除きこの方法に類似している。イオン性の物質については、イオン選択電極を用いてイオン濃度が測定できる。測定電位はイオン濃度の対数に比例する。一部の有機化合物は、その濃度に比例して紫外線(波長190~380 nm)を吸収する。紫外線吸収と有機炭素濃度との間に強い相関があるので、紫外線吸光光度法は有機物の定性的評価に有用である。

原子吸光光度法(AAS)は金属の測定に使用される。この方法は、光が原子の蒸気を通過するとき、基底状態にある原子がその元素に固有の波長の光を吸収するという現象に基づいている。この光の吸収は蒸気中に存在する原子の濃度に依存するので、この光の吸収を測定することによって試料水中の対象元素の濃度を求めることができる。濃度と吸収との関係はBeer-Lambertの法則として示されている。

フレイム原子吸光光度法(FAAS)では、試料がフレイム中へ吸引されて原子化される。対象金属と同じ元素の中空陰極ランプからの光がフレイムを通して照射され、このとき吸収された光の量を検出器で測定する。この方法は他の方法よりはるかに感度が良く、共存元素によるスペクトルまたは放射の干渉を受けない。前処理も不要あるいは簡単である。しかし、対象元素ごとに光源が異なるので、多元素の同時分析には適さない。

電気加熱原子吸光光度法(EAAS)は、FAASと同じ原理に基づくが、金属の測定には標準的なバーナーヘッドの代わりに電気加熱したアトマイザーまたはグラファイト炉を用いる。FAASと比較すると、EAASはより高い感度を有しており、検出下限値はより低く、試料量はより少なくて良い。ただし、EAASは共存元素による光散乱の干渉を受けやすく、また、FAASよりも分析に要する時間が長い。

金属測定のための誘導結合プラズマ発光分光分析法(ICP-AES)の原理は、以下のとおりである。ICP光源部には、高周波を与えることによってイオン化されたアルゴンガスが流れている。エアロゾル状の試料がネブライザーおよび噴霧室で生成され、インジェクターチューブを通してプラズマ部へ導かれる。高温プラズマ中で、試料は加熱励起される。プラズマの高温によって原子が励起されるのである。基底状態に戻る際に、励起されていた原子は発光スペクトルを発する。異なる

元素に対応した固有波長をモノクロメーターで分離し、検出器で各波長の照射強度を測定する。化学干渉の大幅な低減が達成される。汚染度の低い水の場合には、特別な前処理を行うことなく、多元素を低い検出下限値で一斉または系列分析することが可能である。この分析法はダイナミックレンジが3～5桁と広いため、金属の多元素分析が可能である。ICP-AESの感度はFAASやEAASと同等である。

誘導結合プラズマ質量分析法(ICP-MS)では、ICP-AESの場合と同様に試料が原子化・励起され、次に、質量分析装置に導入される。質量分析装置に入ると、イオンは高電圧で加速され、イオンレンズ系、静電分析器、そして、最後に磁石を通過する。磁石の強さを変えることにより、イオンは質量/電荷比にしたがって分離されたあと、スリットを通過して検出器へ入る。検出器は、定められた時間に非常に狭い原子質量範囲のみを記録する。磁石や静電分析器の設定条件を変えることによって、比較的短時間のうちに測定対象とする全質量数範囲を走査できる。汚染の少ない水の場合には、特別な前処理を行うことなく、多元素を低い検出下限値で一斉または系列分析することが可能である。この分析法はダイナミックレンジが3～5桁と広いため、金属の多元素分析が可能である。

クロマトグラフ法は、2つの相、すなわち、固定相と移動相との間の親和性の違いに基づく分離法である。試料は、充填剤式または固定相塗布式のカラムに注入されたあと、化合物と固定相との間の相互作用(分配または吸着)の差に基づき、移動相によって分離される。固定相に対する親和性が低い化合物はカラム内を速く移動するので、より早く溶出する。カラム末端から溶出した化合物を適切な検出器で測定する。

イオンクロマトグラフ法では固定相としてイオン交換体が使われ、陰イオン測定のための溶離液としては、通常、炭酸水素ナトリウムおよび炭酸ナトリウムの希薄溶液が用いられる。各陰イオンの測定には、比色検出器、電位差検出器、または、滴定検出器が用いられる。サプレッサ方式のイオンクロマトグラフ法では、陰イオンは電気伝導度の高い酸の形に変換され、炭酸塩-重炭酸塩溶離液中の陰イオンは電気伝導度の低い炭酸に変換される。分離した酸を、電気伝導度により測定するとともに、保持時間を標準物質と比較することによって同定する。

高速液体クロマトグラフ法(HPLC)は、液体の移動相および液体の固定相充填カラムを使用した分析技術である。分離した化合物の検出は、有機化合物に対しては吸光検出器、金属化合物や無機化合物に対しては電気伝導度検出器や電気化学検出器を用いて行う。

ガスクロマトグラフ法(GC)では、微量有機化合物の同定と定量が可能である。GCでは、移動相は気体であり、固定相は不活性な粒状固体の表面またはキャピラリーカラムの内壁に塗布された液体である。試料がカラムに注入されるとき、有機化合物は気化されてキャリアガスによってカラム内を移動する。このときの移動速度は、移動相と固定相との間の分配係数の大きさに依存する。カラムから流出した気体は適切な検出器に導入される。水素炎イオン化検出器(FID)、電子捕獲型検出器(ECD)、窒素・リン検出器など、様々な検出器が用いられる。この方法は分離能に優れ

ているので、類似した構造を持つ混合物が1回の操作で系統的に分離、同定および定量される。

ガスクロマトグラフー質量分析法(GC-MS)は、GC法と同じ原理に基づくものであるが、検出器として質量分析計を使う。GCカラムの末端から流出した気体は、キャピラリーカラムインターフェースを通過してMSへ導入される。その後試料はイオン化室に入り、試料分子に電子ビームが衝突してイオン化されるとともにフラグメントが生成される。次の質量分析装置では、磁場を利用して、正電荷の粒子が質量数にしたがって分離される。分離手法にはいくつかのタイプがあるが、最も汎用されているのは四重極型とイオントラップ型である。質量数にしたがって分離されたイオンは、その後検出器に導かれる。

パージトラップ充填カラムGC-MS法またはパージトラップ充填カラムGC法は、常温で水試料にパージガスを吹き込むことにより、水相から気相へ移行する様々な揮発性有機化合物を測定するのに用いられる。冷却したトラップ管に蒸気を捕集する。トラップ管を加熱しつつ、同じパージガスを逆流させて化合物を脱着させ、GCカラムへ導く。GC法とGC-MS法の原理は上述のとおりである。

酵素結合免疫測定法(ELISA法)の原理は次のとおりである。固体材料の表面には測定したい化学物質(抗原)に対応するタンパク質(抗体)が塗布してある。水試料中の対象化学物質は抗体に結合し、その後、酵素を付加した二次抗体を添加すると、これも対象化学物質に結合する。遊離している試薬を洗浄により除去したあと、この酵素と反応すると開裂して発色するような試薬を添加する。このときの発色反応は対象化学物質の量に比例する。ELISA法はマイクロシチンや合成界面活性剤の測定に使用することができる。

A4.2 ガイドライン値が設定されている化学物質に対する分析の達成度

ガイドライン値が設定されている化学物質に対する分析による達成度を表A4.1～A4.6に示す。

表 A4.1 ガイドライン値が設定されている無機物質(発生源ごとに分類)の分析による達成度^a

	フィールド用の方法		試験機関用の方法				
	Col	Absor	IC	FAAS	EAAS	ICP	ICP-MS
自然由来化学物質							
ヒ素	+++	#		++(H)	+	++(H)	+++
バリウム				++	+++	+++	+++
ホウ素		++				+++	+++
クロム		#			++	++	+++
フッ素	#	+	+++				
セレン		#		++(H)	++	++(H)	+++
ウラン							+++
産業発生源および市街地に由来する化学物質							
カドミウム		#			++	++	+++
水銀				+++			
農業活動に由来する化学物質							
硝酸イオン/亜硝酸イオン	+++	+++	+++				
浄水薬品または飲料水と接触する材料							
アンチモン				+++ (H)		++ (H)	+++
銅	#	+++		+++	+++	+++	+++
鉛		#			+	+	+++
ニッケル		+		+	++	++	+++

^a 略称と記号の説明は A4.6 の後の注参照。

表 A4.2 ガイドライン値が設定されている産業発生源および市街地に由来する有機化学物質の分析による達成度^a

	Col	GC	(PT-) GC-PD	(PT-) GC-ECD	GC-FID	GC-FPD	GC-TID	GC-MS	PT- GC-MS	HPLC	HPLC- FD	HPLC- UVPAD	EAAS	IC-FD
ベンゼン			+++						+++					
四塩化炭素				+++					+++					
1,2-ジクロロベンゼン			+++	+++				+++	+++					
1,4-ジクロロベンゼン			+++	+++				+++	+++					
1,2-ジクロロエタン				+++					+++					
1,2-ジクロロエチレン			+++	+++					+++					
ジクロロメタン				+++					+++					
フタル酸ジ-2-エチルヘキシル								++						
1,4-ジオキサン								+++						
エチレンジアミン四酢酸								+++						
エチルベンゼン			+++						+++					
ヘキサクロブタジエン			++	++					++					
ニトリロ三酢酸		+++						+++						
ペンタクロロフェノール				+++				+			+			
スチレン			+++						+++					
テトラクロロエチレン			+++	+++				+++	+++					
トルエン			+++						+++					
トリクロロエチレン			+++	+++				+++	+++					
キシレン			+++						+++					

^a 略称と記号の説明は A4.6 の後の注参照。

表 A4.3 ガイドライン値が設定されている農業活動に由来する有機物の分析による達成度^{ab}

	Col	GC	(PT-)GC- GC-PD	(PT-)GC -ECD	GC-FID	GC-FPD	GC-TID	GC-MS	PT- GC-MS	HPLC	HPLC- FD	HPLC- UVPAD	EAAS	IC-FD
アラクロール				+++				+++						
アルディカーブ											+++			
アルドリンおよびディルドリン				++				++						
アトラジンおよびクロロ-s-トリアジン代謝物				+++				+++				+++		
カルボフラン		++												
クロルデン				+++				+++						
クロトルロン								+++				+++		
シアナジン				+++				+++					+	
2,4-D				+++				+++					++	
2,4-DB				+++				++					++	
1,2-ジブromo-3-クロロプロパン				+++				+++	+++					
1,2-ジブromoエタン				++				++	+++					
1,2-ジクロロプロパン				+++				+++	+++					
1,3-ジクロロプロペン				+++					+++					
ジクロルプロップ				+++				+++						
ジメトエート								+++						
エンドリン				+++				+++						
フェノプロップ				+++									+	
ヒドラキシアトラジン							+++						+++	
イソプロツロン								+++					+++	
リンデン				+++				+++						
MCPA				+++				+++					+	
メコプロップ				+++				+++						
メキシクロール				+++				+++						
メラクロール				+++				+++						
モリネート		+++						+++						
ベンディメタリン								+++						
シマジン				+++				+++						
2,4,5-T				+++									+	
テルブチラジン(TBA)								+++					++	
トリフルラリン		+++		+++				+++						

^a 略称と記号の説明は A4.6 の後の注参照。

^b LC-MS もこれらの農薬の多くに適用可能である。

表 A4.4 ガイドライン値が設定されている浄水薬品または飲料水と接触する材料に由来する化学物質の分析による達成度^a

	Col	GC	(PT-) GC-PD	(PT-)GC -ECD	GC-FID	GC-FPD	GC-TID	GC-MS	PT- GC-MS	HPLC	HPLC- FD	HPLC- UVPAD	EAAS	IC
消毒剤														
モノクロラミン	+++													
塩素	+++													
ジクロロイソシアヌル酸ナトリウム							+++	+++				+++		
消毒副生成物														
臭素酸イオン														++
ブロモジクロロメタン				+++				+++	+++					
ブロモホルム				+++				+++	+++					
塩素酸イオン														+++
亜塩素酸イオン														+++
クロロホルム				+++				+++	+++					
ジプロモアセトニトリル				+++				+++						
ジプロモクロロメタン				+++				+++	+++					
ジクロロ酢酸				+++				+++						
ジクロロアセトニトリル				+++				+++						
モノクロロ酢酸				+++				++						
N-ニトロソジメチルアミン								+++						
トリクロロ酢酸				+++				+++						
2,4,6-トリクロロフェノール				+++				+++						
トリハロメタン ^b				+++				+++	+++					
浄水薬品に由来する有機汚染物質														
アクリルアミド								+				+		
エピクロロヒドリン				+++	+++				+					
管や継手などに由来する有機汚染物質														
ベンゾ[a]ピレン								++			++			
塩化ビニル			++	++					+					

^a 略称と記号の説明は表 A4.6 の後の注参照。

^b 個別のトリハロメタンも参照のこと。

表 A4.5 ガイドライン値が設定されている公衆衛生上の目的から水に使われる農業の分析による達成度^a

	Col	GC	GC-PD	GC-EC	GC-FID	GC-FPD	GC-TID	GC-MS	PT- GC-MS	HPLC	HPLC- FD	HPLC- UVPAD	EAAS	IC-FD
クロルピリホス				+++		++	++	+++						
DDT(およびその代謝物)				++				++						

^a 略称と記号の説明は表 A4.6 の後の注参照。

表 A4.6 ガイドライン値が設定されているシアノバクテリア毒素に対する分析による達成度

	PPA	ELISA	GC-MS	HPLC-UVPAD	LC-MS
マイクロシステン-LR	+	++	+	++	++

表 A4.1～A4.6 略称の説明

Absor	吸光光度法	HPLC	高速液体クロマトグラフ法
Col	比色法	HPLC-FD	蛍光光度検出器付高速液体クロマトグラフ法
EAAS	電気加熱原子吸光光度法	HPLC-UVPAD	フォトダイオードアレイ検出器付高速液体クロマトグラフ法
ELISA	酵素結合免疫測定法	IC	イオンクロマトグラフ法
FAAS	フレイム原子吸光光度法	IC-FAAS	イオンクロマトグラフフレイム原子吸光光度法
GC	ガスクロマトグラフ法	IC-FD	蛍光光度検出器付イオンクロマトグラフ法
GC-ECD	電子捕獲型検出器付ガスクロマトグラフ法	ICP	誘導結合プラズマ(発光分光分析法)
GC-FID	水素炎イオン化検出器付ガスクロマトグラフ法	ICP-MS	誘導結合プラズマ質量分析法
GC-FPD	蛍光光度検出器付ガスクロマトグラフ法	LC-MS	高速液体クロマトグラフ質量分析法
GC-MS	ガスクロマトグラフ質量分析法	PPA	プロテインフォスファターゼアッセイ
GC-PD	光イオン化検出器付ガスクロマトグラフ法	PT-GC-MS	パーティックラップガスクロマトグラフ質量分析法
GC-TID	熱イオン化検出器付ガスクロマトグラフ法		

表 A4.1～A4.6 記号の説明

+	検出限界がガイドライン値からその 1/10 までの範囲
++	検出限界がガイドライン値の 1/10 から 1/50 の範囲
+++	検出限界がガイドライン値の 1/100 以下
#	ガイドライン値の濃度が検出可能な分析方法である。が、ガイドライン値の 1/10 まで検出するのは困難
(H)	水素化物発生器により水素化物に変換したあと、その定量に適用可能

付録 5

処理方法と性能

A5.1 処理方法

A5.1.1 塩素処理

塩素処理は、液化塩素ガス、次亜塩素酸ナトリウム溶液、または、次亜塩素酸カルシウム粒(さらし粉)、および、現場塩素生成装置を使って行うことができる。液化塩素ガスは加圧容器で供給される。塩素ガスはボンベから供給され、ガス流量の制御と測定を合わせて行う塩素注入機で水に注入される。次亜塩素酸ナトリウム溶液は、容積移送式ポンプまたは自然流下方式で注入される。次亜塩素酸カルシウムは、まず水に溶解してから処理対象水と混合される。液化塩素ガス、次亜塩素酸ナトリウムまたは次亜塩素酸カルシウムいずれの形態の塩素も、水に溶けると次亜塩素酸(HOCl)と次亜塩素酸イオン(OCl⁻)が生成される。

不連続点塩素処理、微量塩素処理、過剰塩素処理/脱塩素処理など、塩素処理には様々な技術がある。不連続点塩素処理は、水中のすべてのアンモニア態窒素を速やかに酸化し、塩素注入点から使用点までの再感染を防ぐために、適切な遊離残留塩素を残すのに十分な塩素を注入する方法である。過剰塩素処理/脱塩素処理は、迅速な消毒と化学反応のために大量の塩素注入を行ったあとで、余分な遊離残留塩素を除去するものである。余剰の塩素を除去することは、味の問題を起こさないために重要である。この方法は主に微生物負荷に変動がある場合、または、槽内の滞留時間が十分でない場合に用いられる。微量塩素処理は水質が良い場合に用いられるもので、望ましい遊離残留塩素濃度にするために塩素注入する方法である。この場合、塩素の要求量は非常に低く、不連続点は認められないかも知れない。

塩素処理は、本来、微生物の消毒のために行われる。しかし、塩素は酸化剤としての役割も果たし、一部の化学物質を除去したり、除去や化学変換の助けをしたりする。例えば、アルディカーブなど酸化されやすい農薬の分解や、溶解性物質(例えば、マンガン(II)など)の酸化によるろ過で除去し得る非溶解性物質の生成および溶解性物質の酸化によるより除去されやすい形態への変換(例えば、亜ヒ酸からヒ酸へなど)がそれである。

塩素の短所は、天然有機物と反応してトリハロメタンその他のハロゲン化消毒副生成物を生成することである。しかし、処理システムの最適化により副生成物の生成は制御できる。

A5.1.2 オゾン処理

オゾンは強力な酸化剤であり、有機化学物質の酸化など多くの用途で浄水処理に使用される。オゾンは一次消毒剤として使うことができる。オゾンガス(O₃)は、乾燥空気や酸素を高電圧場に通すことにより生成される。その結果得られるオゾン化空気が、迂流式接触槽の底部に設置した

多孔散気装置から直接水に注入される。接触槽は標準で深さ約5m、接触時間10～20分である。オゾンの吸収効率として少なくとも80%は確保されるべきであり、排ガス中の残留オゾンは、オゾン分解装置を通じて大気に放出される。

オゾン処理の性能は、一定の接触時間のあとに目標濃度を達成することができるかどうかによって決まる。酸化されやすいいくつかの農薬など有機化学物質の酸化については、接触時間最大20分での残留オゾン濃度約0.5mg/Lという条件が一般的である。この条件を満たすためのオゾン注入率は水の種類により異なるが、標準的には2～5mg/Lの範囲である。未処理の水の場合には天然有機物によるオゾン要求量があるので、より高い注入率が必要である。

オゾンは、天然有機物と反応して、同化性有機炭素として測定されるその生分解性を増加させる。配水過程で好ましくない微生物が増殖しないようにするため、オゾン処理のあとに、通常、生分解性有機物を除去するための生物学的ろ過または粒状活性炭(GAC)などによる処理が行われるが、オゾンが残留消毒剤を生成しないため、さらにその後残留塩素が添加される。オゾンは、多種類の農薬およびその他の有機化学物質の分解に効果的である。

A5.1.3 その他の消毒プロセス

その他の消毒方法として、家庭用水用などの小規模用途に用いられる代替消毒技術のほか、クロラミン処理、二酸化塩素処理、および紫外線(UV)照射が上げられる。

クロラミン(モノクロラミン、ジクロラミン、および、トリクロラミンまたは三塩化窒素)は、水中の塩素とアンモニアとの反応によって生成される。モノクロラミンはクロラミン消毒剤として唯一有効であり、クロラミン処理ではモノクロラミンだけが生成されるような条件で設計される。モノクロラミンは遊離塩素に比べて消毒効果が低いが、持続性があることから、配水システムでの安定した残留性保持のための魅力的な二次消毒剤である。

二酸化塩素は、塩素消毒に伴う消毒副生成物に対する懸念から、近年用いられるようになってきた。一般に、二酸化塩素は、その使用直前に、塩素ガスまたは塩素水を亜塩素酸ナトリウム溶液に添加して生成される。二酸化塩素は水中で分解されて、亜塩素酸イオンと塩素酸イオンが生成される。低圧または中圧水銀ランプより放射されるUVは、波長180～320nmで殺菌力がある。UV照射は、原虫、細菌、バクテリオファージ、酵母、ウイルス、菌類および藻類の不活化に用いることができる。濁度はUV消毒を妨害する。UV照射は、オゾンまたは過酸化水素と併用することにより、酸化反応における触媒として機能する。

多くの有力な消毒技術の候補が開発されており、一般的に、家庭での使用および流入元の水処理システムなどの小規模用途に使用されている。これらのうち臭素やヨウ素などいくつかのものは、さらなる広範囲の使用が有望視されている。臭素とヨウ素は塩素同様ハロゲンであり、殺生物剤としてよく知られている。ヨウ素は、水質が疑問視される地域での旅行者などにより、一般的に短期間の使用のために用いられる。銀の形態のいくつかは、いくつかの微生物に対して静菌剤と

して、また場合によっては遅効性消毒剤としての作用をもちうる。しかし、後者を定量化する、専門家によって適正に検証された公表データは存在しない。より広範囲での適用の可能性に関して適切な指導を提供するために、殺生物効果、消毒副生成物の可能性と長期間露出によるリスク、およびこれらの使用頻度の低い処理化学物質に対する適用条件について、より徹底した分析が必要とされるであろう。

A5.1.4 ろ過

懸濁物質は、重力式急速砂ろ過池、水平流式砂ろ過池、圧力式砂ろ過池または緩速砂ろ過池によって、原水から除去することができる。緩速砂ろ過は基本的に生物学的プロセスであるのに対し、他は物理学的処理プロセスである。

重力式急速ろ過池、水平流式ろ過池および圧力式ろ過池では、前処理なしで原水をろ過することができる。重力式急速ろ過池と圧力式ろ過池は、凝集沈澱により前処理された水のろ過に広く用いられる。その他のプロセスとしては直接ろ過があり、これは凝集剤を注入し、その水を直接ろ過池へ通して、(汚染物質を取り込んだ)析出フロックを除去するものである。直接ろ過の適用は、ろ過池の濁質抑留容量による制約を受ける。

重力式急速ろ過池

重力式急速砂ろ過池は、一般に、珪砂(粒径0.5~1.0mm)を層厚0.6~2.0mで充填した開放型の矩形水槽(一般に<100m²)である。水は下向きに流れ、濁質はろ層の上部に蓄積される。ろ過速度は一般に4~20m³/m²・hの範囲である。処理水はろ床のノズルを通して集水される。蓄積した濁質は処理水を用いた逆流洗浄によって定期的に除去され、このとき場合によっては先行して空気による砂の洗浄が行われる。この結果、処分を必要とする低濃度のスラッジが発生する。

単層砂ろ過池に加え、二層ろ過池または多層ろ過池も用いられる。これらのろ過池は様々な材で構成され、水がろ過池を通過するにつれて粗いものから細かいものへと移行する構成となっている。逆流洗浄後に各層の分離を維持するため、適切な密度を持つ材料が使用される。二層ろ過池の代表例はアンスラサイト(無煙炭)ー砂ろ過池であり、標準的には珪砂層0.6mの上に粒径1.5mmのアンスラサイトを0.2mの層厚で敷き詰める。多層ろ過池ではアンスラサイト、砂およびガーネットが用いられる。二層ろ過池および多層ろ過池の利点は、全層にわたってより効率的に濁質を抑留できる点にあり、損失水頭を単層ろ過池の半分に抑えることができるので、損失水頭を上昇させることなくろ過速度を高速化することが可能となる。

重力式急速ろ過池は、凝集処理水からフロックを除去するのに用いられる(A5.1.6参照)。このほか、原水から濁質(吸着された化学物質を含む)や酸化状態の鉄およびマンガンを除去するのにも用いられる。

粗ろ過池

粗ろ過池は、緩速ろ過池など他のプロセスの前段で前ろ過池として適用される。粗い砂利や碎石をろ材とする粗ろ過池は、高濁度水 (>50NTU濁度単位) を効率良く処理することができる。粗ろ過の主な利点は、水がろ過池を通過する間に、粒子がろ過および重力沈降の両方によって除去される点にある。水平ろ過池の長さは10mまで可能であり、ろ過速度は $0.3 \sim 1.0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ で運転される。

圧力式ろ過池

圧力式ろ過池は、揚水の必要性を解消するため水頭を確保する必要がある場合に用いられることがある。ろ層は円筒形の容器に格納される。処理能力 $15 \text{ m}^3/\text{h}$ 程度までの小型圧力式ろ過池は、ガラス強化プラスチックで製造することができる。直径4mまでの大型圧力式ろ過池は特殊塗装鋼材で製造される。運転と処理性能は重力式急速ろ過池とほぼ同じであり、逆流洗浄と低濃度スラッジの処分のために同様の設備が必要となる。

緩速ろ過池

緩速ろ過池は、一般に、砂(有効径 $0.15 \sim 0.3 \text{ mm}$)を層厚 $0.5 \sim 1.5 \text{ m}$ に充填した水槽である。原水は下向きに流れ、濁質や微生物は主に砂層の上部数センチメートルのところで除去される。「シュムッツデッケ(Schmutzdecke)」として知られる生物層がろ過池表面に形成され、微生物の除去に有効に作用する。処理水はろ過池下部の暗渠または配管で集水される。蓄積した濁質を含む砂層上部数センチメートルの砂は定期的にかきとられ、補砂される。緩速ろ過池は $0.1 \sim 0.3 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ のろ過速度で運転される。

緩速ろ過池は、低濁度水や前ろ過処理水に対して、より適している。緩速ろ過池は、藻類や原虫などの微生物の除去のほか、マイクロストレーナー処理または粗ろ過による前処理と組み合わせて、濁質(吸着された化学物質を含む)の除去に用いられる。緩速ろ過は、ある種の農薬などいくつかの有機物やアンモニアの除去に効果的である。

バンクフィルトレーション

バンクフィルトレーションは、地表水水域の河床や河堤を經由して、地下水を通ずる地表水の流れ込みを作り出すプロセスである。一般的には地表水源に隣接する井戸からのくみ上げによって達成される。これは、川または小川の河堤の沖積堆積物中にポンプ式井戸を設置することによる、地表水からの微粒子および微生物除去のための、比較的容易で安価な方法である。堆積物は、ろ材として、また生物ろ過膜としての両方の作用があり、微生物や多くの有機汚染物質を捕捉し、その濃度を減少させる。バンクフィルトレーション井戸は、水理地質学的環境や必要とされる生産率により、水平または垂直どちらも可能である。水平井戸は沖積層が浅い、もしくは高いポンプ速

度が必要とされる場所でしばしば使用される。

バンクフィルトレーションは、微粒子、細菌、ウイルス、寄生虫、重金属および生分解しやすい化合物を除去することができる。バンクフィルトレーションは濃度のピークを減少させ、下流の処理工程へ均一な質の原水を供給する。バンクフィルターの性能は原水の質のほか、土壌や地質条件などいくつかの要因に大きく依存する。バンクフィルトレーションは閉塞する可能性があり、これは圧力低下の原因となる。有効性や運用パラメータのほか、適切な地質が存在するかどうかを決定するため、その場所での独自の試験が必要とされる。

A5.1.5 曝気

曝気プロセスは、エアストリッピングによるガスおよび揮発性化合物の除去を目的として設計される。輸送は、一般に複雑な装置を用いず、簡単なカスケードまたは水中への散気により行われる。しかし、ガスまたは揮発性化合物の揮散には、液相から気相への高効率の物質移動を可能とする特別な処理施設が必要である。

効率的な物質移動を達成するため、水が薄膜内を流れるようにエアレーター型曝気装置が設計される。

カスケード型曝気は著しい圧力損失を引き起こすことがあり、処理負荷 $10\sim 30\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ の場合には、設計上 $1\sim 3\text{m}$ の水頭が必要となる。これに代えて、水中の多孔管を通して圧縮空気を散気することもできる。これらの種類の曝気装置は鉄とマンガンを酸化および析出させる目的で用いられる。

エアストリッピングは、揮発性有機物（例えば、溶剤など）、ある種の異臭味原因物質およびラドンの除去に用いられる。エアストリッピングのための曝気プロセスは、空気と水との必要な接触を図るため、よりずっと手の込んだものにする必要がある。最も一般的な技術はカスケード型曝気であり、通常、空気が向流で吹き込まれ、プラスチック製充填材表面の薄膜内を水が流れる充填塔内で行われる。必要な塔の高さと直径は、除去対象化合物の揮発性と濃度および流量によって決まる。水の溶存酸素含有量を増加させることは、配水管や配管で使用されるいくつかの金属材料に対する腐食性が増加することになる。曝気を処理プロセスとして考える場合、このことを考慮に入れられなければならない。

A5.1.6 薬品凝集

薬品凝集に基づく処理は、地表水処理のための最も一般的な方法であり、ほとんどの場合以下の単位プロセスに基づいている。

凝集薬品は、通常、アルミニウム塩または鉄塩であり、制御された条件のもとで原水に注入されて固形フロック状の金属水酸化物が形成される。標準的な凝集剤注入率は、アルミニウムとして $2\sim 5\text{mg/L}$ 、鉄として $4\sim 10\text{mg/L}$ である。荷電中和、吸着および捕捉機構によって、析出フロックとと

もに懸濁態および溶存態の汚染物質が除去される。凝集プロセスの効率は、原水水質、用いられる凝集剤または凝集補助剤、ならびに、攪拌条件、凝集剤注入率およびpHなどの操作因子によって決まる。生成フロックは、沈澱、浮上分離、重力式急速ろ過または圧力式ろ過など、後段の固液分離プロセスによって処理水から除去される。

凝集プロセスの効率的な運転は、最適な凝集剤注入率とpHに依存する。必要注入率とpHは、しばしば「ジャーテスト」という用語で呼ばれる小規模バッチ式凝集試験により決定される。凝集剤注入率を段階的に変えて原水試料に添加し、これを攪拌し沈降させる。色度および濁度を十分に除去し得た注入率が、最適注入率として選択される。最適pHも同様の方法で選択される。これらの試験は、原水水質とその凝集剤要求量の変動に対応できるよう、十分な頻度で行う必要がある。

凝集においては、一部の疎水性農薬などの有機化学物質を吸着する目的で、粉末活性炭(PAC)を注入することがある。PACは生成フロックの一部として除去され、浄水スラッジとともに処分される。

生成フロックは、次の重力式急速ろ過池への固形物負荷を減らすため、沈澱によって除去されることもある。沈澱は一般に横流式またはフロックブランケット型沈澱池を用いて行われる。あるいは、フロックが溶解空気浮上によって除去されることもあり、その場合にはフロックに微細気泡が付着して槽の表層まで浮上し、これがスラッジ層として定期的に除去される。いずれのプロセスの場合も、処理水は重力式急速ろ過池(A5.1.4参照)に送られ、そこで残留固形物が除去される。ろ過水は、供給前の最終的な消毒に先立ち追加的な酸化およびろ過(マンガン除去のため)、オゾン処理やGAC吸着(農薬や他の微量有機物除去のため)など、さらなる処理段階へ送られることもある。

凝集は、微粒子と結合微生物、ある種の重金属やある種の有機塩素系農薬などの難溶解性有機化学物質の除去に適している。他の有機化学物質に対しては、その化学物質がフミン質と結合しているか微粒子に吸着されている場合を除いて、凝集は概して効果がない。

A5.1.7 活性炭吸着

活性炭は、通常は、木材、石炭、ヤシ殻または泥炭など、炭素質の物質に制御条件下で熱処理を施すことによって製造される。この賦活によって、大きな表面積(500~1500m²/g)を持ち、有機化合物との親和性が高い多孔質の材料が生産される。通常、粉末(PAC)または粒状(GAC)のいずれかの形態で用いられる。炭が吸着飽和に達すると、制御条件下で有機物質を燃焼させることによって再生することができる。しかし、一般にPAC(および一部のGAC)は1回のみで使用で処分される。様々な種類の活性炭は、汚染物質の種類に応じてそれぞれ異なる親和性を示す。

PACとGACのどちらを選ぶかは、相対的費用効果、必要とされる使用頻度と注入率によって決まる。PACは、一般に、汚染が季節的または断続的である場合、または、注入率が低い場合に選

ばれる。

PACはスラリーとして水に投入され、次の処理で浄水スラッジとともに除去される。したがって、PACの適用は、ろ過池のある地表水の浄水場に限定される。固定層吸着槽式GACはPAC投入に比べ極めて効率的であり、同じ除去率を達成するために必要な単位処理水量当たりの有効使用量は、PACの注入量に比べてはるかに少ない。

GACは異臭味の制御に用いられる。通常は固定層として用いられ、化学物質の吸着槽が新たに造られるか、あるいは、既存ろ過池の砂が同程度の粒径のGACと交換される。ほとんどの浄水場では、別の吸着槽を造るより既存ろ過池を転換する方が安価であるが、既存ろ過池を使用する場合、一般に短い接触時間しか確保できず、容易に再生することができない。したがって、重力式急速ろ過と最終消毒の間に、新たにGAC吸着槽を導入する(先行してオゾン処理を行う場合もある)ことが通例である。地下水を水源とする場合には、ろ過池がほとんどないため、独立した吸着槽を設置する必要があるであろう。

GAC層の耐用年数は、使用する炭の吸着能と、流量によって制御される水と炭の接触時間すなわち空筒接触時間に左右される。空筒接触時間は通常5～30分の範囲である。特定の有機化合物に対する吸着能はGACによって著しく異なり、このことがその耐用年数に大きな影響を及ぼす。吸着能は、吸着等温線の公表データによって知ることができる。炭の吸着能は水源に大きく影響され、バックグラウンド有機化合物の存在によって大幅に低下する。活性炭への吸着に影響を及ぼす化学物質の特性として、水溶解度、オクタノール/水分配比が上げられる。一般的傾向として、水溶解度が低く、(対数)オクタノール-水分配比が高い化学物質はよく吸着される。

活性炭は、農薬その他の有機化学物質、異臭味物質、シアノバクテリア毒素および全有機炭素の除去に用いられる。

A5.1.8 イオン交換

イオン交換は、液相と固体樹脂相との間で同様な電荷のイオンを交換するプロセスである。水の軟化処理は陽イオンの交換によって行われる。水は陽イオン樹脂層を通過し、水中のカルシウムイオンとマグネシウムイオンがナトリウムイオンと置換される。イオン交換樹脂が飽和に達する(すなわち、ナトリウムイオンが消費され尽くす)と、塩化ナトリウム溶液を用いて再生する。「脱アルカリ処理」プロセスによってもまた水を軟化することができる。水が弱酸性樹脂層を通過し、カルシウムイオンとマグネシウムイオンが水素イオンと置換される。水素イオンは炭酸イオンおよび重炭酸イオンと反応して、二酸化炭素が生成される。水の硬度は、このようにして、ナトリウム濃度の上昇を伴うことなく低下する。陰イオンの交換によって硝酸イオン、フッ素、ヒ酸、およびウラン(ウラニル陰イオンとして)などの汚染物質を除去することが可能で、これらは塩化物イオンと置換される。この目的のために使用しうる適切な樹脂がいくつかある。

イオン交換処理施設は、通常、適切なポンプ、配管および再生用付帯設備を具えた圧力容器

に格納される2つ以上の樹脂層で構成される。圧力容器は一般に直径が4m以下で、層厚0.6～1.5mの樹脂が格納される。

陽イオン交換はある種の重金属の除去に用いられる。陰イオン樹脂の用途としては、硝酸イオンの除去のほかに、ヒ素やセレンの除去がある。

A5.1.9 膜プロセス

浄水処理において最も重要な意味を持つ膜プロセスは、逆浸透、限外ろ過、精密ろ過およびナノろ過である。これらのプロセスは、従来、工業用水や製薬用水の生産に適用されてきたが、現在では飲料水の処理に用いられている。

高圧プロセス

2種類の溶液が半透膜(すなわち、溶媒は通すが溶質は通さない膜)によって隔てられている場合、溶媒は低濃度の溶液から高濃度の溶液へ自然に移動する。このプロセスは浸透として知られている。しかし、高濃度溶液側の圧力を増すことにより、溶媒を高濃度溶液側から低濃度溶液側へ強制的に逆流させることが可能である。このときに必要な差圧は浸透圧として知られ、このプロセスは逆浸透として知られている。

逆浸透によって、処理水と比較的高濃度の排水が発生する。標準的な操作圧力は、適用条件に依存するが15～50barの範囲である。逆浸透では、一価のイオンと分子量が約50ダルトン超(膜孔径は0.002 μm 未満)の有機物が阻止される。逆浸透の最も一般的な用途は、鹹水や海水の淡水化である。

ナノろ過では、逆浸透膜と限外ろ過膜の中間の特性を持つ膜が用いられ、その孔径は一般に0.001～0.01 μm である。ナノろ過膜は、ナトリウムやカリウムなど一価のイオンは通すが、カルシウムやマグネシウムなど二価のイオンの大部分や、分子量が高いいくつかの有機物分子は阻止される。操作圧力は一般に5bar程度である。ナノろ過は、発色有機化合物の除去に有効であろう。

低圧プロセス

限外ろ過の原理は逆浸透と同様であるが、膜の孔径がはるかに大きく(一般に0.002～0.03 μm)、より低い圧力で運転される。限外ろ過膜では分子量が約800ダルトン超の有機物分子が阻止され、その操作圧力は通常5bar未満である。

精密ろ過は、従来のろ過をサブミクロンの範囲にまでそのまま上げたものである。精密ろ過膜は一般に0.01～12 μm の範囲の孔径を有し、分子が分離されることはないが、1～2barの操作圧力でコロイド物質や懸濁物質が阻止される。精密ろ過では、0.05 μm 超の粒子をふるい分けることができる。精密ろ過は、逆浸透の前に予め微粒子や溶解性有機炭素を除去し、透過流束を向上させることを目的として、凝集やPACと組み合わせて用いられてきている。

A5.1.10 その他の処理プロセス

ヒドロキシルラジカルの生成を目的とするプロセスは、総称的に促進酸化プロセスとして知られ、オゾン単独など他の方法では処理が困難な化学物質の分解に効果的である。過酸化水素に紫外線を当ててもヒドロキシルラジカルの発生源となる。化学物質は、オゾン分子またはヒドロキシルラジカル(HO・)のいずれかと直接反応する。ヒドロキシルラジカルは水中におけるオゾンの分解生成物で、幅広い有機化学物質と容易に反応する、極めて強力で選択性のない酸化剤である。ヒドロキシルラジカルの生成は高pHでオゾンを用いることによって促進される。オゾンもしくは紫外線と過酸化水素を用いる促進酸化プロセスでは、オゾン注入率1mg/Lに対して過酸化水素約0.4mg/L(ヒドロキシルラジカル生成のための最適理論値)と重炭酸塩をオゾンと同時に注入する。

特定の用途に利用できるその他の処理プロセスには、次のようなものが上げられる。

- －凝析軟化処理(高pH下で硬度成分を析出させるため、石灰、石灰と炭酸ナトリウム、または、水酸化ナトリウムを添加)
- －イオン交換軟化処理
- －地表水から硝酸イオンを除去するための生物学的脱窒素処理
- －地表水からアンモニアを除去するための生物学的硝化処理
- －フッ素やヒ素の除去など、特殊な用途のための活性アルミナ(またはその他の吸着剤)処理

A5.2 ガイドライン値が設定されている化学物質に対する処理性能

ガイドライン値が設定されている化学物質に対する処理性能は表A5.1～A5.5に示される。

A5.3 水処理および配水に使用される金属の腐食

A5.3.1 黄銅

黄銅の腐食の主な問題は、脱亜鉛である。脱亜鉛は黄銅からの亜鉛の選択的溶出で、機械的強度が低い多孔質の銅があとに残る。メレンゲ状の脱亜鉛が生じると、黄銅の表面に塩基性炭酸亜鉛の腐食生成物が多量に生成されるが、これはアルカリ度に対する塩化物イオンの比率に大きく左右される。メレンゲ状の脱亜鉛は、銅に対する亜鉛の比率を低く(1:3以下)保ち、pHを8.3未満に保つことによって制御することができる。

黄銅の一般的な溶解も起こり、鉛を含む金属が水中に放出される。衝撃腐食は、保護効果を有する腐食生成物層の形成に乏しく、多量の溶解空気または混入空気を含む高流速条件下で起こる。

A5.3.2 コンクリートとセメント

コンクリートは、セメント結合材に不活性骨材が混ぜ込まれた複合材料である。セメントは、主成分としてのケイ酸カルシウムとアルミン酸カルシウムのほか、遊離の石灰を含む混合物である。セメントモルタルは、細砂を骨材とし、鉄管および鋼管の防護ライニングに使用される。石綿セメント管の骨材はアスベスト繊維であり、これは飲料水においては問題とならない(第12章のアスベストファクトシートも参照)。セメントは、石灰その他の溶解性化合物の溶解、または、塩化物イオンや硫酸イオンなど侵食性の高いイオンによる化学腐食によって、腐食性を持つ水に長時間曝露されると劣化し、その結果構造に欠陥が生じることがある。新規に設置されたセメント材料は石灰を浸出し、結果として、pH、アルカリ性、硬度が増加する。セメントは水中に浸出し得る多様な金属を含む。セメントに対する腐食性は「腐食性指数」と関係しており、特にコンクリートの溶出の可能性を評価するためにこの指数が用いられる。セメントの腐食を制御するためには、pH を8.5以上にすることが必要である。

表 A5.1 ガイドライン値が設定されている自然由来化学物質の処理性能^{a,b}

	塩素処理	凝集	イオン 交換	凝析・ 軟化処理	活性 アルミナ	活性炭	オゾン 処理	膜
ヒ素 ^c		++ <0.005	+++ <0.005	++ <0.005	+++ <0.005			+++ ^d <0.005
フッ素		++			+++ <1			+++ <1
セレン		++	+++ <0.01		+++ <0.01			+++ <0.01
ウラン		++	+++ <0.001	++	+++ <0.001			

a 記号は次のとおり

++: 約 50%以上の除去率 +++: 約 80%以上の除去率

b この表では、処理データがある化学物質のみを記載している。ブランクは、その処理プロセスが全く効果がない、または、その処理プロセスの効果に関するデータがないことを示している。最も効果的なプロセスに関しては、その化学物質の達成可能濃度を(mg/Lで)示している。

c 酸化鉄系および水酸化鉄系媒体は、ヒ酸や亜ヒ酸の形態に対し、非常に効果的なことが示されてきた。

d 逆浸透膜は亜ヒ酸よりヒ酸の除去に、一層効果的である。消毒剤(例.塩素)によって、亜ヒ酸は容易に酸化されヒ酸になる。

表 A5.2 ガイドライン値が設定されている産業発生源および市街地に由来する化学物質の処理性能^{a, b}

(1/2)

	エアストリッピ ング	凝集	イオン 交換	凝析・ 軟化処理	活性炭	オゾン 処理	促進酸化	膜	生物 処理 ^c	紫外線照射
カドミウム		+++ <0.002	+++ <0.002	+++ <0.002				+++ <0.002		
水銀		+++ <0.0001		+++ <0.0001	+++ <0.0001			+++ <0.0001		
ベンゼン	+++ <0.01				+++ <0.01	+++ <0.01	Yes ^d			
四塩化炭素	+++ <0.001				+++ <0.001			+		
1,2-ジクロロベン ゼン	+++ <0.01				+++ <0.01	+++ <0.01		Yes ^d		
1,4-ジクロロベン ゼン	+++ <0.01				+++ <0.01	+++ <0.01		Yes ^d		
1,2-ジクロロエタ ン	+++				+++ <0.01		+			
1,2-ジクロロエチ レン	+++ <0.01				+++ <0.01	+++ <0.01				
1,4-ジオキサン					+		+++ 0.05			
エチレンジアミン 四酢酸					+++ <0.01					
エチルベンゼン	++ <0.001	+			+++ <0.001	+++ <0.001	++	+	++	
ヘキサクロロプロ タジエン					+++ <0.001			+		
ニトリロ三酢酸					++				++	
N-ニトロソジメチ ルアミン					+		++			+
ペンタクロロフェ ノール					+++ <0.0004			++		

	エアストリッピ ング	凝集	イオン 交換	凝析・ 軟化処理	活性炭	オゾン 処理	促進酸化	膜	生物 処理 ^c	紫外線照射
スチレン	+++ <0.02				+++ <0.002	++		+	+	
テトラクロロエチ レン	+++ <0.001				+++ <0.001			+		
トルエン	+++ <0.001				+++ <0.001	+++	+++ ^e <0.001		++ <0.001	
トリクロロエチレ ン	+++ <0.02				+++ <0.02	+++	+++ ^e <0.02			
キシレン	+++ <0.005				+++ <0.005		+++ ^e <0.005		++	

a 記号は次のとおり

+ : 限られた除去率 ++ : 約 50%以上の除去率 +++ : 約 80%以上の除去率

b この表では、処理データがある化学物質のみを記載している。ブランクは、その処理プロセスが全く効果がない、または、その処理プロセスの効果に関するデータがないことを示している。データのある最も効果的なプロセスに関しては、その化学物質の達成可能濃度を (mg/L で) 示している。

c 生物処理は、緩速ろ過とバンクフィルトレーションを含む。

d Yes とは、効果的と知られるまたは思われることを示すが、性能は数値化されなかった。

e 効果的である可能性はあるが、費用の面から他の技術がより適用される。

表 A5.3 ガイドライン値が設定されている農業活動に由来する化学物質の処理性能^{a,b}

(1/2)

	塩素 処理	エアスト リップング	凝集	イオン 交換	活性炭	オゾン 処理	促進 酸化	膜	生物 処理
硝酸イオン				+++ <5				+++ <5	+++ <5
亜硝酸イオン	+++ <0.1							+	+++
アラクロール					+++ <0.001	++	+++ <0.001	+++ <0.001	
アルディカーブ					+++ <0.001	+++		+++ <0.001	
アルドリノ/ ディルドリノ			+		+++ <0.00002	++		+++ <0.00002	
アトラジンおよび クロロ-s-トリアジ ン代謝物			+		+++ <0.0001	Yes ^d	+++ <0.0001	+++ <0.0001	+++ ^e <0.0001
カルボフラン	+				+++ <0.001	Yes ^d		+++ <0.001	
クホルデン					+++ <0.0001	++		Yes ^d	
クロトルロン					+++ <0.0001	+++			
シアナジン					+++ <0.0001	+		+++ <0.0001	
2,4-D					+++ <0.001	+++		Yes ^d	
1,2-ジブromo-3- クロプロパン		++ <0.001			++ <0.0001				
1,2-ジブromoエタ ン		+++ <0.0001			+++ <0.0001				
1,2-ジクロプロ パン		Yes			+++ <0.001	+			

	塩素 処理	エアスト リップング	凝集	イオン 交換	活性炭	オゾン 処理	促進 酸化	膜	生物 処理
ジメエート	+++ <0.001				++	++			
エンドリン			+		+++ <0.0002			Yes ^d	
ヒドラキシアトラジ ン							+++ <0.001	Yes ^d	
イソプロツロン	++				+++ <0.0001	+++ <0.0001	+++ <0.0001	+++ <0.0001	+
リンデン					+++ <0.0001	++		Yes ^d	++
MCPA					+++ <0.0001	+++ <0.0001		Yes ^d	
メコプロップ					+++ <0.0001	+++ <0.0001			+++ <0.0001
メキシクロール			++		+++ <0.0001	+++ <0.0001		Yes ^d	
メラクロル					+++ <0.0001	++		Yes ^d	++
シマジン					+++ <0.0001	++	+++ <0.0001	+++ <0.0001	
2,4,5-T					+++ <0.001			Yes ^d	
テルブチラジン			+		+++ <0.0001	++			
トリフルラリン					+++ <0.0001			+++ ^f <0.0001	

a 記号は次のとおり ++:限られた除去率 +++: 約 50%以上の除去率 ++++: 約 80%以上の除去率

b この表では、処理データがある化学物質のみを記載している。ブランクは、その処理プロセスが全く効果がない、または、その処理プロセスの効果に関するデータがないことを示している。最も効果的なプロセスに関しては、その化学物質の達成可能濃度を(mg/Lで)示している。

c 生物処理は、緩速ろ過やバンクフィルトレーション、生物脱窒(硝酸イオン除去のため)を含む。

d Yesとは、効果的と知られるまたは思われることを示すが、性能は数値化されなかった。

e バンクフィルトレーションに対して、緩速ろ過は効果的ではない。

f 効果的である可能性はあるが、費用の面から他の技術がより適用されやすい。

表 A5.4 公衆衛生上の目的から水に使用される農薬でガイドライン値が設定されているものの処理性能^{a,b}

	塩素処理	凝集	活性炭	オゾン処理	促進酸化	膜
DDT およびその代謝物		+	+++ <0.0001	+	+++ ^c <0.0001	+++ ^c <0.0001

a 記号は次のとおり

+ : 限られた除去率 +++ : 約 80%以上の除去率

b 最も効果的なプロセスに関しては、その化学物質の達成可能濃度を (mg/L で) 示している。

c 効果的である可能性はあるが、費用の面から他の技術がより適用されやすい。

表 A5.5 シアノバクテリア細胞およびガイドライン値が設定されているシアノキシンの処理性能^{a,b,c}

	塩素処理	凝集	活性炭	オゾン処理	促進酸化	膜	生物処理 ^d
シアノバクテリア細胞		+++				+++	
シアノキシン	+++		+++	+++	+++		+++

a 塩素処理またはオゾン処理を行うと、シアノキシンが放出されることがある。

b +++: 80%以上の除去率

c この表では、処理データがある化学物質のみを記載している。ブランクは、その処理プロセスが全く効果がない、または、その処理プロセスの効果に関するデータがないことを示している。

d 生物処理は、緩速ろ過とバンクフィルトレーションを含む。

A5.3.3 銅

銅管や給湯器の腐食は、青水、風呂場の接合部品の青色や緑色のしみ、および、場合によっては味の問題の原因となる。銅管は、一般腐食、衝撃腐食および孔食を受けやすい。

一般腐食は、大抵の場合、pH6.5未満の酸性の軟水と関係しており、硬度が炭酸カルシウムとして60mg/L未満の場合には、銅に対する侵食性が非常に高い。銅は、鉛と同様に、腐食生成物としての塩基性炭酸銅の溶解によって水中にもたらされる。その溶解度は主にpHと全無機炭素の関数である。溶解度は、pHの上昇によって減少するが、炭酸種濃度の上昇によって増加する。pHを8.0～8.5に上げることが、これらの問題を解決する常とう手段である。

衝撃腐食は、過度の流速によるもので、高温、低pHの軟水では一層悪化する。

銅の孔食は、一般に、二酸化炭素濃度が5mg/L超で高い溶存酸素濃度の、高硬度の地下水の場合に認められる。それらの場合、リン酸イオンが銅腐食を抑制するために使用されてきた。有機着色地表水も、孔食に関係している場合がある。銅管は、ごく局所的な侵食によってできるわずかな金属損失穴のために、使用できなくなることがある。2つの主なタイプの孔食が知られている。タイプIの孔食は、冷水(40℃以下)システムに影響を及ぼすもので、硬度の高い井戸水と、製造プロセスでできた管の穴にある炭素膜の存在に関係がある。洗浄によって炭素が除去された管では、タイプIの孔食は起こらない。タイプIIの孔食は、温水(60℃超)システムで起こるもので、軟水に関係している。一般腐食と孔食の問題の多くは、保護効果を有する酸化層がまだ形成されていない新管で発生している。ランゲリア指数やリーズナー指数などの炭酸カルシウム沈殿性指数は、銅配管システムの腐食の良好な予測因子とはならない。

A5.3.4 鉄

鉄(鑄鉄、延性鉄いずれにおいても)は配水システムで多用されており、その腐食が懸念される。鉄の腐食により構造物に欠陥が生じることはまれであるが、鉄管の過度の腐食によって水質問題(例えば、「赤水」など)が生じる。鉄の腐食は複雑なプロセスであり、通常、鉄は溶存酸素によって酸化され、最終的に鉄(III)が生成される。これによって、管表面に錆が形成される。この析出物が保護スケールを形成するかどうかを決める主な水質要因は、pHとアルカリ度である。カルシウム、塩化物イオンおよび硫酸イオンの濃度も、鉄の腐食に影響を及ぼす。鉄の腐食制御は、pHを6.8～7.3の範囲に調整し、硬度とアルカリ度を少なくとも40mg/L(炭酸カルシウムとして)とし、4～10mg/Lの炭酸カルシウムで過飽和状態とし、塩素イオン+硫酸イオンに対するアルカリ度の比を少なくとも5(両者を炭酸カルシウムとして表わした場合)に調整することによって可能である。

ケイ酸塩とポリリン酸塩は「腐食防止剤」と呼ばれることが多いが、配水システムにおいて腐食を抑制するという保証はない。しかし、これらは溶存鉄(鉄(II)の状態)と錯体を形成し、目に見える赤「さび」としてのその析出を防止することができる。これらの化合物は、腐食を防止すると言うよりも、腐食の影響を隠す(マスキングする)作用がある。オルトリン酸塩も腐食防止剤であり、ポリリン

酸塩と同様に「赤水」を防止するために使用される。

A5.3.5 鉛

鉛の腐食(鉛溶出)は特に懸念されている。今でも国によっては古い家屋で鉛管がよく使われており、鉛はんだが銅管の接続に広く使用されており、黄銅の継手は多量の鉛を含みうる。亜鉛めっき鉄管の配管は、生じる鉛を蓄積し、微粒子としてのちに放出する可能性がある。鉛の溶解度は、管内堆積物としての炭酸鉛の生成に支配される。可能な限り、鉛管は取り替えるべきである。鉛はまた、鉛系のはんだ、黄銅や青銅の継手から浸出する可能性がある。

平衡炭酸イオン濃度が大きく低下するため、pHが8.3を超えるかまたは下回ると、腐食に関わる鉛塩の溶解度は著しく上昇する。このように鉛の溶出は低pHや低アルカリ度で最大化する傾向があり、管の取り替えまでの暫定的な制御手段としては、配水に先立つ塩素処理後のpHを8～8.5に上げることである。オルトリン酸塩や他のリン酸塩は、鉛の溶解の抑制に有効である。

鉛濃度は、鉛管中での水の滞留時間が増すにつれて増加する。消費のため水をくみ出す前に、配水管に水を流すことが鉛への接触を減少させるための暫定的手段として利用できる。シャワー、入浴、およびトイレの洗浄がシステムの洗浄のために利用可能である。

鉛は、銅との接合によってさらに速く腐食が進む。このような電気腐食の速度は単純な酸化腐食よりも速く、鉛濃度は腐食生成物の溶解度による制限を受けない。電気腐食の速度は、基本的に塩化物イオン濃度の影響を受ける。電気腐食の制御は比較的難しいが、オルトリン酸亜鉛を注入するか、pHを調整することによって抑制することができる。

鉛溶出を抑制するための処理では、通常、pH調整が行われる。水の硬度が非常に低い場合(炭酸カルシウムとして50mg/L未満)、最適pHは約8.0～8.5である。あるいは、特に非酸性水中で鉛の溶出が起こる場合には、オルトリン酸またはオルトリン酸ナトリウムの注入がより効果的なことがある。ランゲリア指数やリーズナー指数などの炭酸カルシウム沈殿性指数は、鉛の腐食への必ずしも良好な予測因子とは考えられていない。

A5.3.6 ニッケル

水中のニッケルは、新しいニッケル/クロムメッキの給水栓からのニッケルの浸出によって生じる。ステンレス製の管や継手からも、微量であるが溶出する。ニッケルの浸出量は時間が経てば減少する。他の材料の腐食制御のためにpHを上げると、ニッケルの浸出量も減少する。

A5.3.7 亜鉛

亜鉛メッキ管は亜鉛を(亜鉛メッキ層から)放出し、カドミウムや鉛も浸出する可能性がある。腐食は、亜鉛メッキ鋼もしくは鉄管が、給水栓や継手において黄銅などの異なる材料と接合されている場合に起こる特定の問題である。

水中における亜鉛の溶解度は、pHと全無機炭素濃度の関数であり、塩基性炭酸亜鉛の溶解度はpHおよび炭酸種の濃度の上昇に伴って減少する。低アルカリ度水では、pHを8.5まで上昇させることによって、亜鉛の溶解を十分に制御することができる。

亜鉛メッキ鉄では、初期には、選択的な腐食によって亜鉛層が鉄を保護する。長期的には、塩基性炭酸亜鉛の保護堆積物が生成されるが、亜鉛メッキ管はまた堆積や閉塞を制御できない傾向がある。最近の研究結果では、鉛は亜鉛メッキ管の微粒子上に蓄積し、水撃のような物理的破壊によって再懸濁する可能性があることが示されている。保護堆積物は、アルカリ度が炭酸カルシウムとして50mg/L未満の軟水や、二酸化炭素濃度の高い(>25mg/L)水では生成されず、亜鉛メッキ鋼はこれらの水に適さない。亜鉛メッキ鋼あるいは鉄の管もしくは継手が、銅管もしくは黄銅の継手と接合されている場合、電食が起こる可能性がある。

付録 6 放射性核種に関する関連情報

A6.1 飲料水中の放射性核種に対するガイダンスレベル

(1/2)

表 A6.1 飲料水中の放射性核種に対するガイダンスレベル

放射性核種	ガイダンスレベル (Bq/l) ^a	放射性核種	ガイダンスレベル (Bq/l) ^a	放射性核種	ガイダンスレベル (Bq/l) ^a	放射性核種	ガイダンスレベル (Bq/l) ^a
³ H	10 000	⁷¹ Ge	10 000	¹⁰⁵ Rh	1 000	¹²⁹ Cs	1 000
⁷ Be	10 000	⁷³ As	1 000	¹⁰³ Pd	1 000	¹³¹ Cs	1 000
¹⁴ C	100	⁷³ As	100	¹⁰⁵ Ag	100	¹³² Cs	100
²² Na	100	⁷⁶ As	100	^{110m} Ag	100	¹³⁴ Cs	10
³² P	100	⁷⁷ As	1 000	¹¹¹ Ag	100	¹³⁵ Cs	100
³³ P	1 000	⁷⁵ Se	100	¹⁰⁹ Cd	100	¹³⁶ Cs	100
³⁵ S	100	⁸² Br	100	¹¹⁵ Cd	100	¹³⁷ Cs	10
³⁶ Cl	100	⁸⁶ Rb	100	^{115m} Cd	100	¹³¹ Ba	1 000
⁴⁵ Ca	100	⁸⁵ Sr	100	¹¹¹ In	1 000	¹⁴⁰ Ba	100
⁴⁷ Ca	100	⁸⁹ Sr	100	^{114m} In	100	¹⁴⁰ La	100
⁴⁶ Sc	100	⁹⁰ Sr	10	¹¹³ Sn	100	¹³⁹ Ce	1 000
⁴⁷ Sc	100	⁹⁰ Y	100	¹²⁵ Sn	100	¹⁴¹ Ce	100
⁴⁸ Sc	100	⁹¹ Y	100	¹²² Sb	100	¹⁴³ Ce	100
⁴⁸ V	100	⁹³ Zr	100	¹²⁴ Sb	100	¹⁴⁴ Ce	10
⁵¹ Cr	10 000	⁹⁵ Zr	100	¹²⁵ Sb	100	¹⁴³ Pr	100
⁵² Mn	100	^{93m} Nb	1 000	^{123m} Te	100	¹⁴⁷ Nd	100
⁵³ Mn	10 000	⁹⁴ Nb	100	¹²⁷ Te	1 000	¹⁴⁷ Pm	1 000
⁵⁴ Mn	100	⁹⁵ Nb	100	^{127m} Te	100	¹⁴⁹ Pm	100
⁵⁵ Fe	1 000	⁹³ Mo	100	¹²⁹ Te	1 000	¹⁵¹ Sm	1 000
⁵⁹ Fe	100	⁹⁹ Mo	100	^{129m} Te	100	¹⁵³ Sm	100
⁵⁶ Co	100	⁹⁶ Tc	100	¹³¹ Te	1 000	¹⁵² Eu	100
⁵⁷ Co	1 000	⁹⁷ Tc	1 000	^{131m} Te	100	¹⁵⁴ Eu	100
⁵⁸ Co	100	^{97m} Tc	100	¹³² Te	100	¹⁵⁵ Eu	1 000
⁶⁰ Co	100	⁹⁹ Tc	100	¹²⁵ I	10	¹⁵³ Gd	1 000
⁵⁹ Ni	1 000	⁹⁷ Ru	1 000	¹²⁶ I	10	¹⁶⁰ Tb	100
⁶³ Ni	1 000	¹⁰³ Ru	100	¹²⁹ I	1	¹⁶⁹ Er	1 000
⁶⁵ Zn	100	¹⁰⁶ Ru	10	¹³¹ I	10	¹⁷¹ Tm	1 000

放射性核種	ガイダンスレベル (Bq/l) ^a	放射性核種	ガイダンスレベル (Bq/l) ^a	放射性核種	ガイダンスレベル (Bq/l) ^a	放射性核種	ガイダンスレベル (Bq/l) ^a
¹⁷⁵ Yb	1 000	²¹⁰ Pb ^b	0.1	²³¹ U	1 000	²⁴³ Am	–
¹⁸² Tb	100	²⁰⁶ Bi	100	²³² U	1	²⁴² Cm	10
¹⁸¹ W	1 000	²⁰⁷ Bi	100	²³³ U	1	²⁴³ Cm	1
¹⁸⁵ W	1 000	²¹⁰ Bi ^b	100	²³⁴ U ^b	1	²⁴⁴ Cm	1
¹⁸⁶ Re	100	²¹⁰ Po ^b	0.1	²³⁵ U ^b	1	²⁴⁵ Cm	1
¹⁸⁵ Os	100	²²³ Ra ^b	1	²³⁶ U ^b	1	²⁴⁶ Cm	1
¹⁹¹ Os	100	²²⁴ Ra ^b	1	²³⁷ U	100	²⁴⁷ Cm	1
¹⁹³ Os	100	²²⁵ Ra	1	²³⁸ U ^{b,c}	10	²⁴⁸ Cm	0.1
¹⁹⁰ Ir	100	²²⁶ Ra ^b	1	²³⁷ Np	1	²⁴⁹ Bk	100
¹⁹² Ir	100	²²⁸ Ra ^b	0.1	²³⁹ Np	100	²⁴⁶ Cf	100
¹⁹¹ Pt	1 000	²²⁷ Th ^b	10	²³⁶ Pu	1	²⁴⁸ Cf	10
^{193m} Pt	1 000	²²⁸ Th ^b	1	²³⁷ Pu	1 000	²⁴⁹ Cf	1
¹⁹⁸ Au	100	²²⁹ Th	0.1	²³⁸ Pu	1	²⁵⁰ Cf	1
¹⁹⁹ Au	1 000	²³⁰ Th ^b	1	²³⁹ Pu	1	²⁵¹ Cf	1
¹⁹⁷ Hg	1 000	²³¹ Th ^b	1 000	²⁴⁰ Pu	1	²⁵² Cf	1
²⁰³ Hg	100	²³² Th ^b	1	²⁴¹ Pu	10	²⁵³ Cf	100
²⁰⁰ Tl	1 000	²³⁴ Th ^b	100	²⁴² Pu	1	²⁵⁴ Cf	1
²⁰¹ Tl	1 000	²³⁰ Pa	100	²⁴⁴ Pu	1	²⁵³ Es	10
²⁰² Tl	1 000	²³¹ Pa ^b	0.1	²⁴¹ Am	1	²⁵⁴ Es	10
²⁰⁴ Tl	100	²³³ Pa	100	²⁴² Am	1 000	^{254m} Es	100
²⁰³ Pb	1 000	²³⁰ U	1	^{242m} Am	1		

a ガイダンスレベルは、対数の値の平均を丸めたものである(算定値が 3×10^0 以下及び $3 \times 10^{n-1}$ 以上であれば 10^n に)。

b 自然放射性核種

c 飲料水中のウランの暫定ガイドライン値は、腎臓に対する化学毒性に基づき $30 \mu\text{g/L}$ である(8.5 参照)。

A6.2 放射性核種に関する更なる情報のための文献

ICRP (1989) Individual monitoring for intakes of radionuclides by workers. ICRP Publication 54.

Annals of the ICRP, 19(1–3).

ICRP (2006) Human alimentary tract model for radiological protection. ICRP Publication 100.

Annals of the ICRP, 36(2).

ICRP (2008) Nuclear decay data for dosimetric calculations. ICRP Publication 107. *Annals of the ICRP*, 38(3).

A6.3 放射性核種の分析法および処理技術に関する更なる情報のための文献

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).

Health Canada (2000) *Environmental radioactivity in Canada 1989–1996*. Available from Environmental Radiation Hazards Division, Radiation Protection Bureau, Health Canada, Ottawa, Ontario [see also earlier editions of *Environmental radioactivity in Canada*].

Health 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.

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 (2003) *Standard ISO 5667-3: Water quality–Sampling–Part 3: Guidance on the preservation and handling of water samples*. Geneva, International Organization for Standardization.

ISO (2006) *Standard ISO 5667-1: Water quality–Sampling–Part 1: Guidance on the design of*

- sampling programmes and sampling techniques*. Geneva, International Organization for Standardization.
- ISO (2006) *Standard ISO 5667-5: Water quality–Sampling Part 5: Guidance on sampling of drinking water from treatment works and piped distribution systems*. Geneva, International Organization for Standardization.
- ISO (2007) *Standard ISO 9696: Water quality–Measurement of gross alpha activity in non-saline water–Thick source method*. Geneva, International Organization for Standardization.
- ISO (2007) *Standard ISO 10703: Water quality–Determination of the activity concentration of radionuclides–Method by high resolution gamma-ray spectrometry*. Geneva, International Organization for Standardization.
- ISO (2008) *Standard ISO 9697: Water quality–Measurement of gross beta activity in non-saline water–Thick source method*. Geneva, International Organization for Standardization.
- ISO (2009) *Standard ISO 5667-11: Water quality–Sampling–Part 11: Guidance on sampling of groundwaters*. Geneva, International Organization for Standardization.
- ISO (2009) *Standard ISO 10704: Water quality–Measurement of gross alpha and gross beta activity in non-saline water–Thin source deposit method*. Geneva, International Organization for Standardization.
- ISO (2010) *ISO 969: Water quality–Determination of tritium activity concentration–Liquid scintillation counting method*. Geneva, International Organization for Standardization.
- ISO (2010) *Standard ISO 11704: Water quality–Measurement of gross alpha and beta activity concentration in non-saline water – Liquid scintillation counting method*. Geneva, International Organization for Standardization.
- ISO (in preparation) *Standard ISO 13160: Water quality–Measurement of strontium 90 and strontium 89*. Geneva, International Organization for Standardization.
- ISO (in preparation) *Standard ISO 13161: Water quality–Measurement of polonium 210 activity concentration in water by alpha spectrometry*. Geneva, International Organization for Standardization.
- ISO (in preparation) *Standard ISO 13162: Water quality–Determination of carbon 14 activity–Liquid scintillation counting method*. Geneva, International Organization for Standardization.
- ISO (in preparation) *Standard ISO 13163-1: Water quality–Measurement of lead 210 activity*

- concentration – Part 1: Liquid scintillation counting method.* Geneva, International Organization for Standardization.
- ISO (in preparation) *Standard ISO 13164-1: Water quality – Measurement of the activity concentration of radon-222 and its short-lived decay products – Part 1: Radon origins and measurement methods.* Geneva, International Organization for Standardization.
- ISO (in preparation) *Standard ISO 13164-2: Water quality – Measurement of the activity concentration of radon-222 and its short-lived decay products – Part 2: Direct measurement by gamma spectrometry.* Geneva, International Organization for Standardization.
- ISO (in preparation) *Standard ISO 13164-3: Water quality – Measurement of the activity concentration of radon-222 and its short-lived decay products – Part 3: Indirect measurement with degassing.* Geneva, International Organization for Standardization.
- ISO (in preparation) *Standard ISO 13165-1: Water quality – Measurement of radium 226 activity concentration – Part 1: Liquid scintillation counting method.* Geneva, International Organization for Standardization.
- 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).
- 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.
- 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).

WHO (2002) *Establishing a dialogue on risks from electromagnetic fields*. Geneva, World Health Organization.

WHO (2009) *WHO handbook on indoor radon: A public health perspective*. Geneva, World Health Organization.

付録 7

飲料水水質ガイドライン第 4 版作成への貢献者

本付録は、関連する会合への参加を通じ、本ガイドラインそのもの、もしくは関連文書の原稿の執筆もしくは査読を通じ、または、専門的な助言の提供を通じ、本飲料水水質ガイドラインの第 4 版作成に貢献されてきた方々の名前のリストである。この貢献者のリストは、2007 年にドイツのベルリンで、第 4 版について議論された第 1 回会議から始まる。本ガイドラインの第 3 版、ならびに本第 4 版の主要な構成要素である、第 3 版の第 1 回および第 2 回追補に貢献された方々の名前は全て、第 1 回および第 2 回追補を統合した第 3 版の付録 2 に掲載され、WHO のウェブサイトの次のリンクから閲覧ができる。

http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/dwq/GDWAN2rev1and2.pdf

不注意により、これらのリストから名前が漏れていた貢献者に対しては、心からお詫びを申し上げます。

C. Abbot, United Utilities, Warrington, England

H. Abouzaid, World Health Organization, Cairo, Egypt

L. Achene, Istituto Superiore di Sanita, Rome, Italy

J. Adams, Liverpool School of Tropical Medicine, Liverpool, England

A. Adin, Hebrew University of Jerusalem, Jerusalem, Israel

S. Adrian, Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA

R. Aertgeerts, World Health Organization European Centre for Environment and Health, Rome, Italy

F. Ahmed, Bangladesh University of Engineering and Technology, Dhaka, Bangladesh

A. Aitio, World Health Organization, Geneva, Switzerland

H. Al-Hasni, Public Authority for Electricity and Water, Muscat, Oman

N. Al-Hmoud, Princess Sumaya University for Technology, Amman, Jordan

G. Allgood, The Procter & Gamble Company, Cincinnati, USA

B.M. Altura, New York Downstate Medical Center, New York, USA

B.T. Altura, New York Downstate Medical Center, New York, USA

- L. Alves Campos, National Sanitary Control Agency (ANVISA), Brasilia, Brazil
- S. Al-Wahaibi, Ministry of Health, Muscat, Oman
- M. Amazonas, The Coca-Cola Company, Atlanta, USA
- R. Anderson, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- K.B. Andrus, Air Transport Association of America, Inc., Washington, DC, USA
- G. Ardon, Ministry of Housing, Spatial Planning and Environment, the Netherlands
- M. Asami, National Institute of Public Health, Saitama, Japan
- N. Ashbolt, Environmental Protection Agency, Cincinnati, USA
- S. Atkinson, McMaster University, Hamilton, Canada
- H. Bakir, WHO Regional Centre for Environmental Health Activities, Amman, Jordan
- L. Barrott, MWH, High Wycombe, England
- J. Barrow, Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, USA
- J. Bartram, University of North Carolina, Chapel Hill, USA
- R. Bastos, University of Vicosa, Vicosa, Brazil
- H.K. Bates, Research Association, Durham, USA
- A. Bathija, Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- J. Baumgartner, University of Wisconsin, Madison, USA
- A.S. Baweja, Health Canada, Ottawa, Canada
- P. A. Bawono, Ministry of Health, Jakarta, Indonesia
- D. Bennitz, Health Canada, Ottawa, Canada
- M. Berglund, Karolinska Institute of Environmental Medicine, Stockholm, Sweden
- S. Bish, United Nations Children ' s Fund, New York, USA
- M. Blokker, Kiwa Water Research, Nieuwegein, the Netherlands
- L. Bonadonna, Istituto Superiore di Sanita, Rome, Italy
- R. Bos, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- M. Bowman, Water Corporation, California, USA
- E. Briand, Ministere du Travail, de l' Emploi et de la Sante, Paris, France

- T. Brooks, Health Canada, Ottawa, Canada
- J. Brown, London School of Hygiene & Tropical Medicine, London, England
- C. Browne, Ministry of Health, St Michael, Barbados, West Indies
- G. Brundrett, Brundett Associates, Kingsley, England
- T. Bruursema, NSF International, Ann Arbor, USA
- P. Byleveld, New South Wales Department of Health, Sydney, Australia
- E. Calderon, Agua y Saneamientos Argentinos, Buenos Aires, Argentina
- R. Calderon, Environmental Protection Agency, Durham, USA
- P. Callan, National Health and Medical Research Council, Canberra, Australia
- D. Calmet, International Organization for Standardization and Nuclear Advisor of
the Permanent Mission of France at United Nations, Vienna, Austria
- D. Campbell-Lendrum, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- Z. Carr, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- V. Casey, WaterAid, London, England
- C. Castell-Exner, German Technical and Scientific Association for Gas and Water, Bonn,
Germany
- P. Charles, Centre International de Recherche Sur l' eau et l' Environnement Suez
Environnement, Le Pecq, France
- R. Charron, Health Canada, Ottawa, Canada
- Y. Chartier, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- J. Chen, Health Canada, Ottawa, Canada
- C.K. Chew, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- M.L. Chong, World Health Organization, Manila, Philippines
- I. Chorus, Federal Environment Agency, Berlin, Germany
- D. Chuckman, International Flight Services Association, Mississauga, Canada
- G. Cisse, Swiss Tropical and Public Health Institute, Basel, Switzerland
- T. Clasen, London School of Hygiene and Tropical Medicine, London, England
- L. Coccagna, consultant, Italy

- J. Colbourne, Drinking Water Inspectorate, London, England
- A. Colgan, International Atomic Energy Agency, Vienna, Australia
- G. Combs, United States Department of Agriculture, Grand Forks, USA
- L. Corrales, Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, USA
- R. Costello, National Institutes of Health, Bethesda, USA
- P. Costrop, Syngenta Crop Protection, Basel, Switzerland
- J. Cotruvo, Joseph Cotruvo & Associates/NSF International Collaborating Centre, Washington, DC, USA
- M. Couper, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- D. Cunliffe, Department of Health, Adelaide, Australia
- T. Darlow, MWH, Edinburgh, Scotland
- D. Davidson, Center for Food Safety and Applied Nutrition, Food and Drug Administration, College Park, USA
- A. Davison, Water Futures Pty Ltd, Dundas Valley, Australia
- D. Deere, Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment, Salisbury, Australia
- J. De France, NSF International, Zaventem, Belgium
- M. Del Rosario Perez, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- J. Dennis, Thames Water Utilities, England
- A.M. de Roda Husman, National Institute of Public Health and the Environment, Bilthoven, the Netherlands
- H. Dieter, Federal Environment Agency, Dessau, Germany
- P. Donlon, Water Services Association, Victoria, Australia
- J. Donohue, Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- T. Dooley, United Nations Children's Fund, New York, USA
- F. Douchin, DASS de Seine Maritime, Rouen, France
- N. Dowdall, British Airways, Harmondsworth, England
- P. Drechsel, International Water Management Institute, Colombo, Sri Lanka
- D. Drury, Independent Consultant, London, United Kingdom

- I. Dublineau, Institut de Radioprotection et de Surete Nucleaire, Fontenay-aux-Roses, France
- C. Edgar, Cranfield University, Bedford, England
- P. Edmondson, Medentech Ltd, Wexford, England
- R. Elin, University of Louisville, Louisville, USA
- T. Endo, Ministry of Health, Labour and Welfare, Tokyo, Japan
- J. Escamilla, World Health Organization, Panama
- A. Evans, International Civil Aviation Organization, Montreal, Canada
- M. Exner, Institute for Hygiene and Public Health, University of Bonn, Bonn, Germany
- A. Eyring, Philadelphia Water Department, Philadelphia, USA
- Z. Fang, Department of Health Quarantine, General Administration of Quality Supervision, Inspection and Quarantine of the People's Republic of China, Beijing, China
- J. Fawell, Independent Consultant, Buckingham, England
- D. Fayzieva, Uzbekistan Academy of Science, Uzbekistan
- E. Ferretti, Istituto Superiore di Sanita, Rome, Italy
- I. Feuerpfeil, Federal Environment Agency, Germany
- L. Fewtrell, Aberystwyth University, Aberystwyth, Wales
- K. Ford, Rio Tinto, London, England
- P. Fosselard, European Federation of Bottled Water, Brussels, Belgium
- D. Frost, Aqua Focus Ltd, Newport, England
- D. Gamper, Airports Council International, Geneva, Switzerland
- D. Gatel, EUREAU, Brussels, Belgium
- R.J. Gelting, Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, USA
- M. Giddings, Health Canada, Ottawa, Canada
- S. Godfrey, United Nations Children's Fund, Bhopal, India
- C. Gollnisch, Akkreditierte Hygieneinspektionsstelle fur Trinkwassersysteme, Germany
- R. Goossens, Compagnie Intercommunale Bruxelloise des Eaux, Belgium
- B. Gordon, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- F. Gore, World Health Organization, Geneva, Switzerland

- W. Grabow, retired (formerly of University of Pretoria, Pretoria, South Africa)
- J. Grace, Air Safety, Health and Security Department, Association of Flight Attendants-CWA, Washington, DC, USA
- A.C. Grandjean, Center for Human Nutrition, Omaha, USA
- C. Guler, Hacettepe University, Turkey
- C. Hadjichristodoulou, University of Thessaly, Larissa, Greece
- S. Harris, International Life Sciences Institute, Washington, DC, USA
- P. Hartemann, Faculte de Medicine de Nancy, France
- T. Hasan, Pacific Islands Applied Geoscience Commission, Suva, Fiji Islands
- S. Hauswirth, Public Health Service, North Rhine–Westphalia, Germany
- R.P. Heaney, Creighton University, Omaha, USA
- H. Heijnen, World Health Organization, Kathmandu, Nepal
- S. Herbst, Institute for Hygiene and Public Health, University of Bonn, Germany
- A. Hirose, National Institute of Health Sciences, Tokyo, Japan
- E.J. Hoekstra, Institute for Health and Consumer Protection, Ispra, Italy
- C. Hollister, Air Transport Association of Canada, Mississauga, Canada
- L. Hope, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- G. Howard, Department for International Development, East Kilbride, Scotland
- S. Hrudey, University of Alberta, Edmonton, Canada
- L.C. Hsiang, National Environment Agency, Singapore, Singapore
- J. Huff, National Institute of Environmental Health Sciences, Research Triangle Park, USA
- P. Hunter, University of East Anglia, Norwich, England
- F. Husson, Solar Solutions LLC, San Diego, USA
- P. Illig, Centers for Disease Control and Prevention, Anchorage, USA
- T. Inoue, Japan Water Forum, Tokyo, Japan
- M. Itoh, National Institute of Public Health, Japan
- S. Itoh, Kyoto University, Kyoto, Japan
- D. Jackson, MWH, Melbourne, Australia

P. Jackson, WRc-NSF Ltd, Reading, England
E. Jesuthasan, World Health Organization, Geneva, Switzerland
H.E. Jianzhong, National University of Singapore, Singapore
B. Jimenez Cisneros, Institute of Engineering, Mexico City, Mexico
R. Johnston, Eawag, Duebendorf, Switzerland
H. Jones, Loughborough University, Leicestershire, England
P.S. Joshi, National Environment Agency, Singapore
T. Jung, German Federal Office for Radiation Protection, Oberschleissheim, Germany
M. Kanazawa, Ministry of Health, Labour and Welfare, Tokyo, Japan
P. Karani, African Development Bank, Tunis, Tunisia
G.Y.-H. Karina, National University of Singapore, Singapore
H. Kasan, Rand Water, Johannesburg, South Africa
A. Kasuya, Ministry of Health Labour and Welfare, Tokyo, Japan
H. Katayama, University of Tokyo, Tokyo, Japan
D. Kay, University of Wales, Ceredigion, Wales
N.R. Khatri, World Health Organization, Kathmandu, Nepal
T. Kistemann, University of Bonn, Germany
K. Komatsu, National Institute for Environmental Studies, Ibaraki, Japan
K. Kosaka, National Institute of Public Health, Saitama, Japan
N.O. Kotei, Public Utilities Regulatory Commission, Accra, Ghana
P. Kozarsky, Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, USA
F. Kozisek, National Institute of Public Health, Prague, Czech Republic
R. Kryschi, Germany
Y. Kubo, Ministry of Health, Labour and Welfare, Tokyo, Japan
P. Kubon, Federal Environment Agency, Germany
Y. Kudo, Japan Water Works Association, Tokyo, Japan
S. Kumar, University of Malaya, Kuala Lumpur, Malaysia

- S. Kunikane, University of Shizuoka, Shizuoka, Japan
- S. Kurebayashi, Ministry of the Environment, Tokyo, Japan
- H. Lahav, Makhshim Chemical Works Ltd, New York, USA
- H.K. Lee, National University of Singapore, Singapore
- J. Lee, Health Protection Agency, London, England
- P. Lennon, PATH, Seattle, USA
- K. Levy, Rollins School of Public Health, Atlanta, USA
- M.H. Lim, Public Utilities Board, Singapore
- J.-F. Loret, Centre International de Recherche Sur l' eau et l' Environnement Suez
Environnement, Le Pecq, France
- P. Lotz, MINTEK, Randburg, South Africa
- A. Lovell, Water Services Association of Australia, Sydney, Australia
- S. Luby, International Centre for Diarrhoeal Disease Research, Dhaka, Bangladesh
- L. Lucentini, Istituto Superiore di Sanita, Rome, Italy
- Y. Magara, Hokkaido University, Sapporo, Japan
- B. Magtibay, Department of Health, Manila, Philippines
- S.G. Mahmud, World Health Organization, Dhaka, Bangladesh
- D. Maison, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- D. Mara, University of Leeds, Leeds, England
- K.J. Marienau, Centers for Disease Control and Prevention, Minneapolis, USA
- P. Marsden, Department for Environment, Food and Rural Affairs, London, England
- T. Matsuda, Ministry of Health, Labour and Welfare, Tokyo, Japan
- Y. Matsui, Hokkaido University, Sapporo, Japan
- K. Matsumoto, Ministry of Health, Labour and Welfare, Tokyo, Japan
- A. May, Drinking Water Inspectorate, London, England
- S. McFadyen, Health Canada, Ottawa, Canada
- C. McLaren, Drinking Water Quality Regulator for Scotland, Edinburgh, Scotland
- D. Medeiros, Health Canada, Ottawa, Canada

G. Medema, Kiwa Water Research, Nieuwegein, the Netherlands
R. Meierhofer, Eawag, Duebendorf, Switzerland
K. Meme, Lifewater International, San Luis Obispo, USA
J. Mercer, Health Canada, Ottawa, Canada
D.L. Menucci, World Health Organization, Lyon, France
R. Meyerhoff, Lilly Research Laboratories, Eli Lilly and Company, Greenfield, USA
F. Miranda da Rocha, National Sanitary Control Agency, Brasilia, Brazil
H.G.H. Mohammad, Ministry of Health, Rumaiithiya, Kuwait
D. Mokadam, Association of Flight Attendants-CWA, Washington, DC, USA
D. Moir, Health Canada, Ottawa, Canada
M. Mons, Kiwa Water Research, Nieuwegein, the Netherlands
M. Montgomery, World Health Organization, Geneva, Switzerland
A. Mooijman, Independent Consultant, Meerssen, the Netherlands
H. Morii, Osaka City University, Osaka, Japan
V. Morisset, Health Canada, Ottawa, Canada
T. Morita, Japan Water Forum, Tokyo, Japan
N. Moritani, Ministry of Health, Labour and Welfare, Tokyo, Japan
R. Morris, University College London, London, England
B. Mouchtouri, University of Thessal, Larissa, Greece
M. Moussif, Mohamed V Airport, Casablanca, Morocco
J. Nadeau, Health Canada, Ottawa, Canada
K.J. Nath, Institution of Public Health Engineers, India
R. Neipp, Ministry of Health and Social Policy, Madrid, Spain
A.V.F. Ngowi, Muhimbili University of Health and Allied Sciences, Dar-Es-Salaam, United Republic of Tanzania
C. Nicholson, Sydney Water, Sydney, Australia
F.H. Nielsen, United States Department of Agriculture, Grand Forks, USA
J.W. Nieves, Columbia University, New York, USA

C. Nokes, Environmental Science and Research Ltd, Christchurch, New Zealand
O. Odediran, United Nations Children's Fund, New York, USA
M. Ogoshi, National Institute for Land and Infrastructure Management, Ibaraki, Japan
E. Ohanian, Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
S. Okamoto, Public Works Research Institute, Ibaraki, Japan
C.N. Ong, National University of Singapore, Singapore
S.L. Ong, National University of Singapore, Singapore
L. Onyon, World Health Organization, Geneva, Switzerland
P. Osborn, 300in6 initiative, Uithoorn, the Netherlands
W. Oswald, Rollins School of Public Health, Atlanta, USA
A. Paoli, Atkins Limited, Epsom, England
T. Paux, Ministere de la sante, de la jeunesse et des sports, Paris, France
G.L. Peralta, World Health Organization, Manila, Philippines
S. Perry, State of Washington Office of Drinking Water, Tumwater, USA
S. Petterson, Water & Health Pty Ltd, Parramatta, Australia
B. Pilon, International Air Transport Association, Geneva, Switzerland
M. Plemp, Centre for Infectious Disease Control, Amsterdam, the Netherlands
B. Plotkin, World Health Organization, Geneva, Switzerland
T. Pohle, Air Transport Association, Washington, DC, USA
K. Pond, University of Surrey, Guildford, England
K. Porter, Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
F. Properzi, World Health Organization, Geneva, Switzerland
T. Pule, World Health Organization, Brazzaville, Republic of Congo
W. Qu, Fudan University, Shanghai, China
H. Quiones, Scientific and Technical Translator, Madrid, Spain
V. Ramnath, National Environment Agency, Singapore, Singapore
T. Rapp, Federal Environment Agency, Germany

- S. Regli, Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- P. Regunathan, Regunathan & Associates Inc., Wheaton, USA
- A. Rinehold, Centers for Disease Control and Prevention, Atlanta, USA
- J. Ringo, Bio-Cide International, Inc., Norman, USA
- S. Risica, National Institute of Health, Rome, Italy
- W. Robertson, retired (formerly Health Canada, Ottawa, Canada)
- G. Rodier, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- J.W. Rosenboom, Water and Sanitation Program of the World Bank (WSP), Phnom Penh, Cambodia
- K. Rotert, Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- H. Sanderson, Danish National Environmental Research Institute, Roskilde, Denmark
- B. Schaefer, Federal Environment Agency, Bad Elster, Germany
- S. Schaub, Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- O. Schmoll, Federal Environment Agency, Bad Elster, Germany
- S. Seki, Ministry of the Environment, Tokyo, Japan
- C. Sevenich, Hamburg Port Health Center, Hamburg, Germany
- G. Shaghghi, Ministry of Health, Tehran, Islamic Republic of Iran
- N. Shah, Unilever R & D Laboratory, Bangalore, India
- F. Shannoun, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- N. Shaw, International Shipping Federation, London, England
- D. Sheehan, Department of Human Services, Adelaide, Australia
- M. Sheffer, Editor, Ottawa, Canada
- E. Sheward, University of Central Lancashire, West Sussex, England
- D. Shrestha, United Nations High Commissioner for Refugees, Geneva, Switzerland
- D. Simazaki, National Institute of Public Health, Saitama, Japan
- J. Simmonds, Health Protection Agency, Didcot, England
- J. Sims, retired (formerly World Health Organization, Geneva, Switzerland)
- M. Sinclair, Monash University, Melbourne, Australia

- C. Skak, Danish Toxicology Centre, Denmark
- D. Smith, Melbourne Water, Melbourne, Australia
- S. Smith, Wessex Water, Bath, England
- M. Sobsey, University of North Carolina, Chapel Hill, USA
- J. Soller, Soller Environmental, LLC, Berkeley, USA
- B. Sontia, University of Ottawa, Ottawa, Canada
- T.-A. Stenstrom, Swedish Institute for Infectious Disease Control, Stockholm, Sweden
- M. Stevens, Melbourne Water Corporation, Melbourne, Australia
- N. Stewart, Carnival UK, London, England
- K. Sudo, Japan International Cooperation Agency, Tokyo, Japan
- S. Surman-Lee, Health Protection Agency, London, England
- D. Sutherland, Independent Consultant, Epsom, England
- A. Suzuki, Ministry of the Environment, Tokyo, Japan
- M. Takahashi, Hokkaido University, Hokkaido, Japan
- H. Tanaka, Kyoto University, Shiga, Japan
- R. Tanner, consultant, Belgium
- M. Taylor, Ministry of Health, Wellington, New Zealand
- P. Teixeira, World Health Organization, Washington, DC, USA
- P. Teunis, National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, the Netherlands
- C. Thibeault, International Air Transport Association, Montreal, Canada
- T. Thompson, World Health Organization, Manila, Philippines
- S.M. Tibatemwa, International Water Association, Nairobi, Kenya
- D. Till, consultant, New Zealand
- R. Tomisaka, Ministry of the Environment, Tokyo, Japan
- R.M. Touyz, University of Ottawa, Ottawa, Canada
- B. Tracy, Health Canada, Ottawa, Canada
- A. Trevett, World Health Organization, Kathmandu, Nepal

- D.M. Trindade, Centre for Disease Control and Prevention, Macao Special Administrative Region, China
- A. Tritscher, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- S. Tuite, Health Canada, Ottawa, Canada
- T. Udagawa, Japan Water Works Association, Tokyo, Japan
- P. Undesser, Water Quality Association, Lisle, USA
- S. Vajpeyee, Government Medical College and New Civil Hospital, Surat, India
- J.P. van der Hoek, Amsterdam Water Supply, Amsterdam, the Netherlands
- P. Van Maanen, United Nations Children's Fund, New York, USA
- L. Vazquez-Coriano, Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA
- G. Velo, University of Verona, Verona, Italy
- F. Venter, University of Pretoria, Pretoria, South Africa
- E. Veschetti, Istituto Superiore di Sanita, Rome, Italy
- C. Vickers, World Health Organization, Geneva, Switzerland
- J.M.P. Vieira, University of Minho, Braga, Portugal
- L. Vijselaar, Danish Committee for Aid to Afghan Refugees (DACAAR), Kabul, Afghanistan
- C. Viljoen, Rand Water, Johannesburg, South Africa
- G. Vivas, World Health Organization, Bridgetown, Barbados
- N. Wang, World Health Organization, Lyon, France
- C. Weaver, Purdue University, West Lafayette, USA
- W. Weglicki, George Washington University Medical Center, Washington, DC, USA
- S. Westacott, Southampton City Council, Southampton, England
- I. Wienand, University of Bonn, Bonn, Germany
- A. Wiklund, DG Energy, European Commission, Luxembourg
- T. Williams, International Water Association, The Hague, the Netherlands
- D. Wilusz, Department of State, Washington, DC, USA
- C. Witkowski, Association of Flight Attendants-CWA, Washington, DC, USA
- K.-M. Wollin, Niedersächsisches Landesgesundheitsamt, Hanover, Germany

J. Yap, National Environment Agency, Singapore

R. Yuen, International Water Association, Singapore

R. Zhang, National Center for Rural Water Supply Technical Guidance, Center for
Disease Control and Prevention, Beijing, China

G. Ziglio, University of Trento, Trento, Italy

索引

注) 太字のページ番号は主な記載箇所、

* 該当多数のためページ数省略

日本語	英語	ページ
A～Z		
α放射能	Alpha radiation activity	42, 212
ADI	ADI	
→許容一日摂取量	see Acceptable daily intake	
AMPA	AMPA	188, 384 , 486
Aphelenchus	Aphelenchus	300
<i>Asellus aquaticus</i> (ミズムシ類)	<i>Asellus aquaticus</i>	225
A 型肝炎ウイルス (HAV)	Hepatitis A virus (HAV)	128, 271–273 , 318
<i>Bacteroides fragilis</i> ファージ		
→バクテロイデスファージ	see <i>Bacteroides fragilis</i> phages	
BDCM	BDCM	
→ブロモジクロロメタン	see Bromodichloromethane	
β-ガラクトシダーゼ	β -Galactosidase	306
β-グルクロニダーゼ	β -Glucuronidase	308
β放射能	Beta radiation activity	42, 212
<i>Campylobacter coli</i>	<i>Campylobacter coli</i>	123, 242–243
<i>Campylobacter jejuni</i>	<i>Campylobacter jejuni</i>	123, 242–243
<i>Cheilobus</i>	<i>Cheilobus</i>	300
<i>Chydorus sphaericus</i>	<i>Chydorus sphaericus</i>	225
<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	225
<i>Cryptosporidium hominis</i> , <i>C. hominis</i>	<i>Cryptosporidium hominis</i>	282
<i>Cryptosporidium parvum</i> , <i>C. parvum</i>	<i>Cryptosporidium parvum</i>	282
<i>Cylindrospermum</i> spp.	<i>Cylindrospermum</i> spp.	305
Ct 値	Ct concept	56, 65, 145
2,4-D (2,4-ジクロロフェノキシ酢酸)	2,4-D (2,4-dichlorophenoxyacetic acid)	189, 359
DALY	DALYs	
→障害調整生存年数	see Disability-adjusted life years	
2,4-DB	2,4-DB	189, 360 , 488, 495
DBCP	DBCP	
→1,2-ジブromo-3-クロロプロパン	see 1,2-Dibromo-3-chloropropane	
DBP	DBPs	
→消毒副生成物	see Disinfection by-products	
DCB	DCBs	
→ジクロロベンゼン	see Dichlorobenzenes	

DDT およびその代謝物	DDT and metabolites	196, 361-362
DEHA	DEHA	
→アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	see Di(2-ethylhexyl)adipate	
DEHP	DEHP	
→フタル酸ジ-2-エチルヘキシル	see Di(2-ethylhexyl)phthalate	
<i>Dracunculus medinensis</i> (メジナ虫)	<i>Dracunculus medinensis</i> (guinea worm)	125, 126, 236, 295-297
中間宿主	intermediate host	226
<i>Dreissena polymorpha</i> (ゼブラガイ)	<i>Dreissena polymorpha</i>	225
EDTA	EDTA	
→エチレンジアミン四酢酸	see Edetic acid	
ELISA 法(酵素結合免疫測定法)	ELISA (enzyme-linked immunosorbent assay)	492
<i>Enterobacter sakazakii</i>	<i>Enterobacter sakazakii</i>	126, 243-245
E 型肝炎ウイルス(HEV)	Hepatitis E virus (HEV)	123, 128, 273-275, 318
FAO/WHO 合同残留農薬専門家会議(JMPR)	Joint FAO/WHO Meetings on Pesticide Residues (JMPR)	31, 167, 172
FAO/WHO 合同食品添加物専門家会議(JECFA)	Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA)	172
<i>Gammarus pulex</i> (ヨコエビ類)	<i>Gammarus pulex</i>	225
IDC→個人線量基準	IDC see individual dose criterion	
LOAEL	LOAEL	
→最小毒性量	see Lowest-observed-adverse-effect level	
<i>Lyngbya</i> (リングビア属)	<i>Lyngbya</i> spp.	305
MCPA(4-(2-メチル-4-クロロフェノキシ)酢酸)	MCPA (4-(2-methyl-4-chlorophenoxy)acetic acid)	398-399
MCPB	MCPB	187, 484
MCPP	MCPP	
→メコプロップ	see Mecoprop	
<i>Microcystis</i> spp.	<i>Microcystis</i> spp.	357
MX(3-クロロ-4-ジクロロメチル-5-ヒドロキシ-2(5H)-フラン)	MX (3-chloro-4-dichloromethyl-5-hydroxy-2(5H)-furanone)	191, 406, 486
<i>Mycobacterium avium</i> コンプレックス	<i>Mycobacterium avium</i> complex	253, 254
<i>Mycobacterium kansasii</i>	<i>Mycobacterium kansasii</i>	253
<i>Nais</i> spp.	<i>Nais</i> spp.	225
N-ニトロソ化合物(N-Nitroso compound)	N-Nitroso compounds	410
N-ニトロソジメチルアミン (NDMA)	N-Nitrosodimethylamine	414-416, 489, 496, 509
NOAEL	NOAEL	
→無毒性量	see No-observed-adverse-effect level	
<i>Nodularia</i> spp.	<i>Nodularia</i> spp.	305
<i>Nosema</i> (小芽胞菌)	<i>Nosema</i>	290
NTU 濁度単位	Nephelometric Turbidity units(NTU)	233

QMRA		QMRA	
→定量的微生物リスク評価		see Quantitative microbial risk assessment	
pH		pH	184, 419 , 486
消毒副生成物および		disinfection by-products and	179-180
腐食と…		corrosion and	181-182 , 231, 514-516
<i>Rhabditis</i>		Rhabditis	300
<i>Septata</i> (セプタータ)		<i>Septata</i>	290
"shipyard eye" (流行性角結膜炎)		"shipyard eye"	265
SODIS (太陽光による消毒)システム		SODIS system	148
<i>Taenia solium</i>		<i>Taenia solium</i>	124
TBA		TBA	
→テルブチラジン		see Terbutylazine	
TDI		TDI	
→耐容一日摂取量		see Tolerable daily intake	
THM		THMs	
→トリハロメタン類		see Trihalomethanes	
2,4,5-TP		2,4,5-TP	
→フェノプロップ		see Fenoprop	
<i>Trachipleistophora</i>		<i>Trachipleistophora</i>	290
2,4,5-T (トリクロロフェノキシ酢酸)		2,4,5-T (2,4,5-trichlorophenoxy acetic acid)	428-429 , 489, 495
<i>Umezakia natans</i> (藍藻類の一種)		<i>Umezakia natans</i>	305
<i>Vittaforma</i>		<i>Vittaforma</i>	290
WHO 農薬評価計画 (WHOPES)		WHO Pesticide Evaluation Scheme (WHOPES) programme	164, 195
WQT		WQTs	
→水質目標		see Water quality targets	
WSP		WSPs	
→水安全計画		see Water safety plans	

あ

亜鉛	Zinc	191, 234, 441 , 487, 515-516
亜鉛メッキ鉄	Galvanized iron	515-516
亜塩素酸 (塩/イオン)	Chlorite	179, 347-348
「赤水」	"Red water"	514, 515
アクリルアミド	Acrylamide	321-322 , 487, 496
アカントアメーバ	<i>Acanthamoeba</i>	123, 124, 127, 277-279
味	Taste	7-8, 223-225

アシネトバクター	<i>Acinetobacter</i>	109, 124, 126, 236-238 , 310
アジピン酸ジ-2-エチルヘキシル	Di(2-ethylhexyl)adipate (DEHA)	185, 372-373 , 485
亜硝酸(塩/イオン)	Nitrite	407-413
アストロウイルス	Astroviruses	123, 267-268 , 318
アスベスト	Asbestos	191, 332 , 485, 507
アスペルギルス	<i>Aspergillus</i>	109
圧力、水圧	Pressure, water	57, 58, 108
圧力式ろ過	Pressure filters	501
アデノウイルス	Adenoviruses	123, 130, 265-267 , 318, 319
アトラジン	Atrazine	332-334
アナバナ属	<i>Anabaena</i> spp.	305, 356
アフアニゾメノン属	<i>Aphanizomenon</i> spp.	305
アミトラズ	Amitraz	187, 484
アミノメチルホスホン酸 (AMPA)	Aminomethylphosphonic acid (AMPA)	188, 384 , 487
アメーバ	Amoebae	57, 123
アメーバ症	Amoebiasis	285-286
アメーバ性脳炎、肉芽腫性	Amoebic encephalitis, granulomatous	277, 278
アメリシウム-241	Americium-241	216, 219
アラクロール	Alachlor	322-323 , 487, 495
アルカリ度	Alkalinity	181-182, 229, 231, 506, 514-516
アルキルナフタレン	Alkyl naphthalenes	418
アルキルベンゼン	Alkyl benzenes	231, 418
アルツハイマー病	Alzheimer disease (AD)	325
アルディカーブ	Aldicarb	188, 323-324 , 487, 495
アルドリン	Aldrin	324-325 , 487, 495
アルミナ、活性…	Alumina, activated	506
アルミニウム	Aluminium	226 , 325-327 , 485
アンスラサイト(無煙炭)、砂ろ過池	Anthracite.Sand filters	500
安全な飲料水のための枠組み、概念上の	Framework for safe drinking-water, conceptual	3-4, 19-34
アンチモン	Antimony	328-329 , 487, 493
アンモニア	Ammonia	180, 188, 227, 327-328 , 485

い

イオンクロマトグラフ法	Ion chromatography	497
イオン交換	Ion exchange	182, 219, 504-505, 506
イオン選択電極	Ion-selective electrode	490
イソスポーラ症	Isosporiasis	288-289
イソプロトロン	Isoproturon	393
一時的な水の供給	Temporary water supplies	104-106
胃腸炎	Gastroenteritis	131, 235, 242, 256, 262, 264, 265-269, 391
「逸脱」	“Deviations”	72
井戸	Wells	60, 87, 98, 219, 412
犬回虫	<i>Toxocara</i>	124
医薬品	Pharmaceuticals	194-195
陰イオン交換	Anion exchange	182
咽頭結膜熱	Pharyngoconjunctival fever	265
院内感染	Hospital-acquired (nosocomial) infections	236,248,255
インフルエンザウイルス	Influenza viruses	125, 126
飲料水摂取量、一人一日当たり	Consumption of drinking-water, per capita	85
(飲料水の安全性に関する) 格付け	Grading schemes, safety of drinking-water	25, 93

う

ウイルス	Viruses	121-130, 130-154
ウェルシュ菌	<i>Clostridium perfringens</i>	153, 312-313
雨水貯留システム	Rainwater harvesting systems	96-97
宇宙線	Cosmic Radiation	208, 210
ウラン	Uranium	209, 438-439
ウラン-234 (²³⁴ U)	Uranium-234 (²³⁴ U)	216
ウラン-238 (²³⁸ U)	Uranium-238 (²³⁸ U)	216
売り水	Vended water	98-99
運転監視	Operational monitoring	23-24, 46, 61, 62-65

え

エアストリッピング	Air stripping	502
エアレーター型曝気装置	Step aerators	502
エアロゾル	Aerosols	124, 250
エイズ(後天性免疫不全症候群)	AIDS	124, 290
衛生査察	Sanitary inspection	69, 81
衛生調査	Sanitary survey	49
疫学調査、疫学研究	Epidemiological studies	11, 128-129

エキノкокクス	<i>Echinococcus</i>	124
エコーウイルス	Echoviruses	270
エチルベンゼン	Ethylbenzene	378
エチレンジアミン四酢酸(EDTA)	Edetic acid (EDTA)	376
エチレンチオ尿素(エチレンチオウレア)	Ethylene thiourea	187, 484
エピクロロヒドリン(ECH)	Epichlorohydrin (ECH)	192, 378, 488, 496
エルシニア	<i>Yersinia</i>	263-265
エルシニア症	Yersiniosis	264
エロモナス	<i>Aeromonas</i>	109, 124, 126, 238-239 , 310
塩化カリウム	Potassium chloride	421
塩化シアン	Cyanogen chloride	190-191, 356, 359 , 485
塩化ビニリデン →1,1-ジクロロエチレン	Vinylidene chloride <i>see</i> 1,1-Dichloroethene	
塩化ビニル	Vinyl chloride	439-440
塩化物(または塩化物イオン)	Chloride	182, 227 , 346 , 485
塩化メチレン →ジクロロメタン	Methylene chloride <i>see</i> Dichloromethane	
塩素	Chlorine	5, 347
塩素化酢酸	Chlorinated acetic acids	364, 404-405, 432
塩素酸イオン	Chlorate	179, 193, 348-349
塩素処理	Chlorination	56, 179, 498
エンテロウイルス	Enteroviruses	123, 270-271 , 318, 319
エンテロバクター	<i>Enterobacter</i>	306, 308
エンテロバクター・サカザキ	<i>Enterobacter sakazakii</i>	243-245
エンドスルファン	Endosulfan	376-377 , 485
エンドリン	Endrin	377-378

お

黄色ブドウ球菌	<i>Staphylococcus aureus</i>	126, 259-260
黄銅の脱亜鉛	Dezincification of brass	506
黄銅腐食	Brass corrosion	506
オキサミル	Oxamyl	187, 484
オゾン	Ozone	498
オゾン処理	Ozonation	498-499
オルトレオウイルス	Orthoreoviruses	275-276 , 318, 319
温泉	Spas	250, 255, 292

温度、水温	Temperature, water	107, 250
か		
蚊	Mosquitoes	97, 195
蚊・ブヨの幼虫	Gnat larvae	225
カーボンフィルター	Carbon filters	111, 113
カーボンブロック技術	Carbon block technologies	182
外観	Appearance	7-8, 223-234
改良された飲料水源	Improved drinking-water sources	87
回虫	Ascaris	124, 301
ガイドライン値	Guideline values (GVs)	2, 7, 26
化学物質、浄水薬品	Chemicals	6-7, 161-206
化学物質別調整係数 (CSAF)	Chemical-specific adjustment factors (CSAF)	166, 169
確認→バリデーション	Validation	46, 61 , 143
過酸化水素	Hydrogen peroxide	180, 506
可視生物	Visible organisms	224
過剰塩素処理/脱塩素処理	Superchlorination/dechlorination	498
ガスクロマトグラフー質量分析法 (GC-MS)	Gas chromatography/mass spectrometry (GC/MS)	492
ガスクロマトグラフ法 (GC)	Gas chromatography (GC)	491
カスケード型曝気	Cascade aeration	502
仮性結核菌	Yersinia pseudotuberculosis	263
片山熱	Katayama fever	302
学校	Schools	107
活性アルミナ	Activated alumina	506
活性炭	Activated carbon	178
家庭内水処理	Household water treatment	146-152
カドミウム	Cadmium	340-341
過マンガン酸カリウム	Potassium permanganate	397, 421
カリウム	Potassium	184, 421-422 , 486
カリウム-40 (⁴⁰ K)	Potassium-40 (⁴⁰ K)	213, 217
カリシウイルス	Caliciviruses	268-270 , 318
カルバリル	Carbaryl	341-342 , 485
カルボフラン	Carbofuran	342
カルシウム	Calcium	100-101, 118
管 (や継手)	Pipes (and fittings)	17
がん	Cancer	
ヒ素関連の	arsenic-related	330-331
放射能による…	radiation-induced	211
ラドンによるリスク	radon-related risk	220
→発がん物質	see also Carcinogens	

柑橘系果汁	Citrus fruit juices	147
肝吸虫	Liver flukes	
→肝蛭	<i>see</i> Fasciola	
監査	Audit	*
監視	Monitoring	8 他
→衛生査察、サーベイランスも参照	<i>see also</i> Sanitary inspection; Surveillance	
感染症	Infectious diseases	121, 122-129
感染用量	Infectious dose	122, 134
肝蛭	<i>Fasciola</i>	124, 126, 297-299
肝蛭症	Fascioliasis	297-299
干ばつ	Droughts	95-96
カンピロバクター	<i>Campylobacter</i>	242-243
管理限界	<i>Operational limits</i>	64
管路によらない給水システム	Non-piped water systems	59-60, 64
管路によらない浄水処理→自家処理・貯留	Non-piped water treatment <i>see</i> household treatment and Storage	
管路(による)給水システム	Piped distribution systems	57-59, 68, 70-77, 87

き

危害事象	Hazardous events	49-54
気候変動	Climate change	3, 95-96
キサントモナス	<i>Xanthomonas</i>	310
基準	Standards	8-10
キシレン	Xylenes	234, 440-441
規制	Regulations	32-34
寄生虫・寄生生物	Parasites	282-304
季節的断水	Seasonal discontinuity	88
揮発性物質、ガイドライン値の採用・適合	Volatile substances, adapting guideline values	32, 174-175
逆浸透	Reverse osmosis	505
逆流	Backflow	105-109
給水工事	Plumbing	17-18
給水車	Tankers, water	98-100
給水の連続性	Continuity of supply	85, 88
給水量	Quantity of supply	66, 85
急性参照用量 (ARfD)	Acute reference doses (ARfDs)	201
給湯設備	Hot water systems	108, 250, 255
吸入	Inhalation	107, 201
教育プログラム	Education programmes	12, 14, 65
供給機関、飲料水	Supply agencies, drinking-water	89
凝集剤含有塩素錠/小袋	Flocculant-chlorine tablets/sachets	112

凝集剤/凝集(薬品)	Coagulation (chemical)	56, 502-503
共沈法、放射能の測定	Co-Precipitation method, measuring Radioactivity	217, 218
許容一日摂取量(ADI)	Acceptable daily intake (ADI)	167
許容限界	Critical limits	64
記録	Records	
→文書化	<i>see</i> Documentation	
銀	Silver	424-425
緊急事態	Emergencies	70-74, 102-104
銀沈着症	Argyria	424
キントゼン	Quintozene	187, 484

く

空港	Airports	114-115
掘削孔の水	Borehole waters	98, 219
国としての優先度、水供給の改善	National priorities, supply improvement	89
国の基準	National standards	30-32
雲状の濁り	Cloudiness	224, 233
クリプトスポリジウム	<i>Cryptosporidium</i>	111-113, 282-284
クリプトスポリジウム症	Cryptosporidiosis	282
グリホサート	Glyphosate	188, 384-385 , 486
クレブシエラ	<i>Klebsiella</i>	126, 248-249
クロマトグラフ法	Chromatography	491
クロム	Chromium	352-353
クロラミン	Chloramines	344-345 , 499
クロラミン処理	Chloramination	56, 499
クロルデン	Chlordane	345-346
クロルピリホス	Chlorpyrifos	352
クロロアセトン	Chloroacetones	191, 349-350 , 485
3-クロロ-4-ジクロロメチル-5-ヒドロキシ-2(5H)-フランノン(MX)→MX	3-Chloro-4-dichloromethyl-5-hydroxy-2-(5H)-furanone <i>see</i> (MX)	
クロロタロニル	Chlorothalonil	187, 484
クロロトルロン	Chlorotoluron	351-352
クロロピクリン	Chloropicrin	190, 351 , 485
クロロフェノキシ系除草剤	Chlorophenoxy herbicides	360, 371-372, 380, 398-399, 428-429
クロロフェノール	Chlorophenols	228, 350-351
2-クロロフェノール	2-Chlorophenol	191, 228, 350 , 485
クロロベンジレート	Chlorobenzilate	187, 484

クロロベンゼン	Chlorobenzenes	227-228
クロロホルム	Chloroform	435-438

け

経済的負担能力	Affordability	85, 87-88
結膜炎、アデノウイルス	Conjunctivitis, adenovirus	265-266
下痢	Diarrhoea	37 他
限外ろ過	Ultrafiltration	505
健康教育	Health education	84
健康成果目標	Health outcome targets	20-21, 41
健康増進	Health promotion	84
健康に基づく目標	Health-based targets	19-21, 35-44
原子吸光光度法(AAS)	Atomic absorption spectrometry (AAS)	490
原子発光分光分析法(AES)	Atomic emission spectrometry (AES)	490-491
原子放射線の影響に関する国連科学委員会(UNSCEAR)	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR)	208-209
検証	Verification	19-24, 26, 66-70
原水	Source waters	*
懸濁物質	Particulate matter	225, 232
建築物	Buildings	17, 101-102
原虫	Protozoa	132 他
原発性アメーバ性髄膜脳炎(PAM)	Amoebic meningoencephalitis, primary (PAM)	292
ケンミジンコ	Cyclops	226, 297

こ

降雨	Rainfall	26, 40, 97
甲殻類	Crustaceans	148, 225
航空機	Aircraft	114-115
抗酸菌	<i>Mycobacterium</i> (mycobacteria)	252-254
孔食	Pitting corrosion	514
高所得国、処理性能目標	High-income countries, performance targets	138, 139, 140
洪水	Floods	95
合成洗剤	Detergents, synthetic	232
高速液体クロマトグラフ法(HPLC)	High-performance liquid chromatography (HPLC)	491
酵素結合免疫測定法(ELISA法)	Enzyme-linked immunosorbent assay (ELISA)	492
鉤虫(アメリカ鉤虫(<i>Necator americanus</i>))	<i>Necator(americanus)</i>	124, 300, 301
鉤虫	Hookworms	300, 301
硬度	Hardness	184, 387-388 , 486
公平性、水へのアクセス	Equitability, access to water	103
港湾官署	Port authority	115

氷	Ice	110, 118
呼吸器系ウイルス	Respiratory viruses	265, 266
国際化学物質安全性計画 (IPCS)	International Programme on Chemical safety (IPCS)	172
国際がん研究機関 (IARC)	International Agency for Research on Cancer (IARC)	165, 172
国際基準	International standards	2
国際食品規格委員会 (CAC)	Codex Alimentarius Commission (CAC)	117
国際標準化機構 (ISO) 標準	International Organization for Standardization (ISO) standards	70, 71, 156
国際放射線防護委員会 (ICRP)	International Commission on Radiological Protection (ICRP)	208, 210, 218
コクサッキーウイルス	Coxsackieviruses	270
国連食糧農業機関 (FAO)	Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)	167
コスト	Costs	*
骨炭	Bone char	182
個人線量基準 (IDC)	Individual dose criterion (IDC)	210, 211
コミュニティー	Community	*
コミュニティー飲料水 (供給) システム	Community drinking-water systems	14, 59-60 , 69, 83-84
コリファージ	Coliphages	61, 153, 154, 313-316
コレラ	<i>Cholera</i>	262, 263
コレラ菌	<i>Vibrio cholerae</i>	123, 127, 262-263
コンクリート、…の溶解	Concrete, dissolution	507
コンタクトレンズ	Contact lenses	278

さ

サービスレベル	Service levels	86
サービス指標、定量的…	Service indicators, quantitative	9, 69
サーベイランス	Surveillance	8-10, 25-26, 79-94
災害	Disasters	58, 102-104
→緊急事態も参照	<i>see also</i> Emergencies	
細菌	Bacteria	*
サイクロスポーラ・ケイエタネンシス	<i>Cyclospora cayetanensis</i>	123, 283-285
サイクロスポーラ症	Cyclosporiasis	284
最小毒性量	Lowest-observed-adverse-effect level (LOAEL)	166, 167
サポウイルス (サッポロ様ウイルス)	<i>Sapovirus</i> (Sapporo-like viruses)	123, 269
サルモネラ	<i>Salmonella</i> (salmonellae)	123, 256-258
サルモネラ腸炎菌	<i>Salmonella</i> Enteritidis	257
三塩化窒素→トリクロロアミン	Nitrogen trichloride <i>see</i> Trichloramine	

酸化還元電位	Oxidation-reduction potential(Redox potential)	64
酸化トリブチルスズ(TBTO)	Tributyltin oxide (TBTO)	187, 484
酸化プロセス、促進…	Oxidation processes, advanced	506
産業発生源および市街地、…に由来する化学物質	Industrial sources and human dwellings, chemicals from	164, 184-186
参照病原体	Reference pathogens	129-132
参照リスクレベル	Reference level of risk	37-38
酸素、溶存	Oxygen, dissolved	229
サンプリング	Sampling	*
サンプリング頻度	Sampling frequency	*
し		
次亜塩素酸	Hypochlorous acid	147, 498
次亜塩素酸(イオン)	Hypochlorite	147, 498
次亜塩素酸カルシウム(さらし粉)	Calcium hypochlorite	112, 147, 498
次亜塩素酸ナトリウム	Sodium hypochlorite	112, 147, 498
シアナジン	Cyanazine	354-355
シアヌル酸	Cyanuric acid	426
シアノキシン	Cyanotoxins	183, 304-306, 356-358
→マイクロシスティン-LR も参照	<i>see also</i> Microcystin-LR	
シアノバクテリア	Cyanobacteria	183, 304-306
毒素→シアノキシン	toxins <i>see</i> Cyanotoxins	
ジアルキルスズ	Dialkyltins	191, 362, 485
ジアルジア(インテスティナリス)	<i>Giardia (intestinalis)</i>	123, 286-288
ジアルジア症	Giardiasis	286
シアン	Cyanide	185, 355-356, 359-360, 485
ジェオスミン	Geosmin	225
シーベルト(Sv)	Sievert (Sv)	209
四エチル鉛	Tetraethyl lead	393
四塩化炭素	Carbon tetrachloride	342-343
支援プログラム	Supporting programmes	74-76
1,4-ジオキサン	1,4-Dioxane	374-375
紫外線(UV)吸収	Ultraviolet (UV) absorption	490
紫外線(UV)照射	Ultraviolet (UV) irradiation	145, 180, 499-500
市街地、…に由来する化学物質	Human dwellings, chemicals originating from	*
歯科医院	Dental surgeries	109
自家給水システム	Household (drinking-water) systems	11,46,59,64,76
自家処理・貯留(家庭内水処理)	Household treatment and storage	84-85
時間(または間歇)給水	Intermittent water supply	57, 88
色度	Colour	228
ジクロラミン	Dichloramine	344-345, 499

ジクロロプロップ (2,4-DP)	Dichlorprop (2,4-DP)	189, 371 , 488, 495
ジクロロアセトニトリル	Dichloroacetonitrile	192, 385-387 , 488, 496
1,1-ジクロロアセトン	1,1-Dichloroacetone	349
3,4-ジクロロアニリン	3,4-Dichloroaniline	422
ジクロロイソシアヌル酸ナトリウム	Sodium dichloroisocyanurate	112, 147, 426-427
1,1-ジクロロエタン	1,1-Dichloroethane	185, 366 , 485
1,2-ジクロロエタン	1,2-Dichloroethane	367
1,1-ジクロロエチレン	1,1-Dichloroethene	185, 367 , 485
1,2-ジクロロエチレン	1,2-Dichloroethene	368-369
ジクロロ酢酸	Dichloroacetic acid (Dichloroacetate)	192, 364 , 488, 496
ジクロロジフェニルトリクロロエタン→DDT およびその代謝物	Dichlorodiphenyltrichloroethane <i>see</i> DDT and metabolites	
2,4-ジクロロフェノキシ酢酸 →2,4-D	2,4-Dichlorophenoxyacetic acid <i>see</i> 2,4-D	
2,4-ジクロロフェノール	2,4-Dichlorophenol	191, 228, 350 , 485
1,2-ジクロロプロパン (1,2-DCP)	1,2-Dichloropropane (1,2-DCP)	370
1,3-ジクロロプロパン	1,3-Dichloropropane	188, 370-371 , 485
1,3-ジクロロプロペン	1,3-Dichloropropene	189, 371 , 488, 495
ジクロロベンゼン (DCBs)	Dichlorobenzenes (DCBs)	365-366
1,2-ジクロロベンゼン	1,2-Dichlorobenzene	365-366
1,3-ジクロロベンゼン	1,3-Dichlorobenzene	185, 365-366 , 485
1,4-ジクロロベンゼン	1,4-Dichlorobenzene	186, 365-366
ジクロロメタン	Dichloromethane	186, 369 , 488, 494
ジクワット	Diquat	188, 375-376 , 485
試験機関	Laboratories	*
事故	Incidents	70-74
自然災害	Natural disasters	58
自然由来化学物質	Naturally occurring chemicals	164, 183-184
自然放射性核種	Naturally occurring radionuclides	207-210
疾病、感染性→感染症	Diseases, infectious <i>see</i> Infectious diseases	
疾病負荷	Disease burden	*
質量分析 (MS)	Mass spectrometry (MS)	492
指定技術目標	Specified technology targets	21, 40, 44
シトロバクター	<i>Citrobacter</i>	306, 308
ジノセブ	Dinoseb	187, 484

指標生物	Indicator organisms	306-319
ジフルベンズロン	Difflubenzuron	195-197, 443-444 , 485
ジブロモアセトニトリル	Dibromoacetonitrile	192, 385-387 , 488, 496
1,2-ジブロモエタン(二臭化エチレン)	1,2-Dibromoethane	363-364
1,2-ジブロモ-3-クロロプロパン(DBCP)	1,2-Dibromo-3-chloropropane (DBCP)	363
ジブロモクロロメタン(DBCM)	Dibromochloromethane (DCBM)	436-438
ジブロモ酢酸	Dibromoacetate	191, 340, 485
シベルメトリン	Cypermethrin	187, 484
シマジン	Simazine	425
四メチル鉛	Tetramethyl lead	393
ジメトエート	Dimethoate	374
ジャーテスト	Jar tests	503
臭化物	Bromide	184, 339 , 485
住血吸虫症	Schistosomiasis	124, 302, 303
住血吸虫属吸虫	<i>Schistosoma</i> spp.	123, 302-304
住血吸虫性皮膚炎	Schistosome cercarial dermatitis	303
重症急性呼吸器症候群 (SARS) コロナウイルス	Severe acute respiratory syndrome (SARS) coronavirus	125, 126
集水域	Catchments	*
臭素	Bromine	*
臭素化酢酸	Brominated acetic acids	339-340
臭素酸イオン	Bromate	179, 337-339
臭素酸カリウム	Potassium bromate	337
臭素酸ナトリウム	Sodium bromate	337
従属栄養細菌数(HPC)	Heterotrophic plate counts (HPC)	153, 309-311
従属栄養微生物	Heterotrophic microorganisms	57, 64
種間差	Interspecies variation	168
シュードモナス	<i>Pseudomonas</i>	310
シュムツツデツケ	Schmutzdecke	148, 501
受容性	Acceptability	7-8, 223-234
硝化、生物学的…	Nitrification, biological	506
浄化	Clarification	*
障害調整生存年数(DALY)	Disability-adjusted life years (DALYs)	37-38 , 39
硝酸イオン(または硝酸塩)	Nitrate	407-413
浄水処理→処理	Water treatment <i>see</i> Treatment	
浄水薬品・水と接触する材料	Chemicals used in water treatment/materials in contact with water	164, 189-193
使用点での処理→自家処理・貯留	Point-of-use treatment <i>see</i> household treatment and storage	
消毒	Disinfection	5-6 , 56
消毒剤	Disinfectants	*

消毒副生成物 (DBP)	Disinfection by-products (DBPs)	6, 161, 189, 190
小児	Children	*
蒸発法、放射能の測定	Evaporation method, measuring radioactivity	217, 218
情報チャンネル、確立された…	Information channels, establishing	89
情報伝達	Communication	24-25
蒸留水	Distilled water	118
初期流出水放流装置	First-flush diverters	59, 97
食品	Food	*
食中毒	Food poisoning	*
処理	Treatment	55-57
シリカ、ケイ酸	Silicates	514
試料数、最小…	Sample numbers, minimum	68
真菌	Fungi	225
人工栄養児	Bottle-fed infants	200, 408, 409, 410, 412-413
新興感染症	Emerging diseases	125, 277
真色度 (TCU)	True colour units (TCU)	228
人獣 (人畜) 共通病原体	Zoonotic pathogens	125
新水道システム	New drinking-water supply systems	50-51
腎臓の人工透析	Dialysis, renal	109
浸透	Osmosis	506
→逆浸透も参照	<i>see also</i> Reverse osmosis	

す

髄膜脳炎、原発性アメーバ性… (PAM)	Meningoencephalitis, primary amoebic (PAM)	292
水泳プール	Swimming pools	266, 278, 292
水銀	Mercury	399-400
水系感染→感染症	Waterborne infections <i>see</i> Infectious diseases	
水系昆虫用殺虫剤→農薬、媒介生物駆除のために水中で使用	Insecticides, aquatic <i>see</i> Pesticides, used in water for vector control	
水源	Water sources	
→原水	<i>see</i> Source waters	
水源保護	Source protection	53-55, 102
水質→評価、飲料水	Water quality <i>see</i> Quality, drinking-water	
水質目標 (WQT)	Water quality targets (WQTs)	21, 40, 42-43
水素炎イオン化検出器 (FID)	Flame ionization detector (FID)	491
スカム、石鹸	Scum, soap	229
スケール、炭酸カルシウム	Scale, calcium carbonate	229
スズ、無機…	Tin, inorganic	187, 391, 486
スタンドパイプ	Standpipes	98-99
スチレン	Styrene	427

ストックホルムの枠組み	Stockholm Framework	3
ストロンチウム-90 (⁹⁰ Sr)	Strontium-90 (⁹⁰ Sr)	216, 219
砂ろ過池	Sand filters	500
ズビニ鉤虫	<i>Ancylostoma (duodenale)</i>	124, 300, 301
スピノサド	Spinosad	195-197, 448-449 , 487
スピロメトラ	<i>Spirometra</i>	124

せ

制御手段	Control measures	23, 46
政策	Policy	*
(処理)性能目標	Performance targets	21, 40, 43
生物学的汚染物質	Biologically derived contaminants	225-226
生物学的脱窒素	Denitrification, biological	506
生物膜(バイオフィルム)	Biofilms	57
精密ろ過	Microfiltration	505
世界保健機関と国連児童基金による水と衛生に関する共同モニタリングプログラム	WHO/UNICEF Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation	87
石綿セメント管	Asbestos-cement pipes	507
石油製品	Petroleum products	186, 418-419 , 486
赤痢	Dysentery	
アメーバ性赤痢	amoebic	285
細菌性赤痢	bacillary	258
赤痢アメーバ	<i>Entamoeba histolytica</i>	285-286
赤痢菌	<i>Shigella</i>	123, 131, 258-259
赤痢(症)	<i>Shigellosis</i>	258
セシウム	Caesium	219
セシウム-134 (¹³⁴ Cs)	Caesium-134 (¹³⁴ Cs)	216
セシウム-137 (¹³⁷ Cs)	Caesium-137 (¹³⁷ Cs)	216
接触、…による伝播	Contact, transmission via	124, 127
ゼブラガイ	Zebra mussel	225
セメント、腐食	Cement, corrosion	507
セラチア	<i>Serratia</i>	124, 306, 310
セラミックフィルター、多孔質	Ceramic filters, porous	111, 113, 147, 151
セレウス菌 (<i>Bacillus cereus</i>)	<i>Bacillus cereus</i>	240
セレン	Selenium	423-424
戦争イソスポーラ	<i>Isospora belli</i>	126, 288-289
線虫	Nematodes	124, 225, 295, 300, 371

→*Dracunculus medinensis*(メジナ虫)も参照

see also *Dracunculus medinensis*

蠕虫	Helminths	123, 126, 295-304
蠕虫	Worms, parasitic <i>see</i> Helminths	
船舶	Ships	115-117

そ

総合的アプローチ	Holistic approach	3-4
想定外の事態	Unplanned events	73
藻類	Algae	225
促進酸化プロセス	Advanced oxidation processes	506
ゾーニング、都市域	Zoning, urban areas	83
粗ろ過池	Roughing filters	501-502
存否試験	Presence/absence testing	67

た

ダイアジノン	Diazinon	187, 484
体重、ガイドライン値の計算	Body weight, guideline value calculations	170
帯水層→地下水	Aquifers <i>see</i> Groundwaters	
大腸菌	<i>Escherichia coli</i>	43, 306
大腸菌群	Total coliform bacteria	306
大腸菌ファージ →コリファージ	<i>see</i> Coliphages	
大腸バランチジウム(バランチジウム症)	<i>Balantidium coli</i> (balantidiasis)	124, 126, 279-280
耐容一日摂取量(TDI)	Tolerable daily intake (TDI)	166, 167
太陽光消毒	Solar disinfection	148, 152
耐容疾病負荷	Tolerable disease burden	37-38
多環芳香族炭化水素(PAH)	Polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs)	420-421
多機関による協調的アプローチ	Collaborative multiagency approach	8
濁度	Turbidity	232-233
多孔質セラミックフィルター	Porous ceramic filters	111, 113, 147, 151
多段バリア原理	Multiple-barrier principle	4,22, 53, 149
「脱アルカリ処理」	“Dealkalization”	504
脱塩水	Deminerlized water	118
脱塩素処理	Dechlorination	498
ターナー線図	Turner diagram	182
段階的改善	Incremental improvement	3, 35, 37
炭化水素	Hydrocarbons	*
炭酸カルシウム	Calcium carbonate	*
淡水化システム	Desalination systems	100-101
淡水苔虫	<i>Plumatella</i>	225
炭疽	Anthrax	240

炭素、活性…→活性炭	Carbon, activated see Activated carbon	
炭素-14	Carbon-14	216
ち		
地域レベル	Regional level	*
地下水	Groundwaters	*
地熱水	Geothermal waters	292
地表水	Surface waters	*
チフス菌	<i>Salmonella</i> Typhi	123, 132, 256-257
地方官署	Local authorities	11-12
腸炎,黄色ブドウ球菌	Enterocolitis, <i>Staphylococcus aureus</i>	259
腸管系ウイルス	Enteric viruses	265, 318-319
腸球菌	Enterococci, intestinal	311-312
腸チフス	Typhoid fever	256-257
腸熱	Enteric fever	256-257
貯水池	Reservoirs	55,144
貯留	Storage	*
沈澱	Sedimentation	56, 503
沈澱	Precipitation	149
つ		
ツカムレラ	<i>Tsukamurella</i>	126, 260-261
て		
低所得国、処理性能目標	Low-income countries, performance targets	138, 139
定量的サービス指標	Quantitative service indicators	69
定量的微生物リスク評価 (QMRA)	Quantitative microbial risk assessment (QMRA)	122, 128, 129, 132-136
ディルドリン	Dieldrin	324-325
滴定、容量…	Titration, volumetric	490
データ	Data	*
鉄	Iron	184, 392-393 , 486
鉄バクテリア	Iron bacteria	226, 230
3,3',4,4'-テトラクロロアゾベンゼン	3,3',4,4'-Tetrachloroazobenzene	422
テトラクロロエチレン	Tetrachloroethene	430
テムホス	Temephos	196, 197, 449-450 , 487
デルタメトリン	Deltamethrin	187, 484
テルブチラジン (TBA)	Terbutylazine (TBA)	429-430
(添加)薬品、添加物	Additives	27, 189-192
電気加熱原子吸光光度法 (EAAS)	Electrothermal atomic absorption spectrometry (EAAS)	490
電子捕獲型検出器 (ECD)	Electron capture detector (ECD)	491

と		
銅	Copper	190, 353-354
冬季嘔吐症	Winter vomiting disease	269
動物	Animals	*
トキサフェン	Toxaphene	187, 484
トキソプラズマ・ゴンディイ	<i>Toxoplasma gondii</i>	126, 293-295
トキソプラズマ症	Toxoplasmosis	294
毒性学的研究	Toxicological studies	165
都市域	Urban areas	*
土地利用	Land use	12-13, 54
トブリラス(センチュウ類の一種)	Tobrilus	300
トリアゾホス	Triazophos	187, 484
トリウム-228	Thorium-228	216
トリウム-230	Thorium-230	216
トリウム-232	Thorium-232	216
トリカプリリン	Tricaprylin	386
トリクロラミン	Trichloramine	344-345, 499
トリクロルホン	Trichlorfon	187, 484
トリクロロアセトアルデヒド→抱水クロラール	Trichloroacetaldehyde <i>see</i> Chloral hydrate	
トリクロロアセトニトリル	Trichloroacetonitrile	191, 385-387 , 487
トリクロロイソシアヌル酸ナトリウム	Sodium trichloroisocyanurate	147
1,1,1-トリクロロエタン	1,1,1-Trichloroethane	186, 433 , 487
トリクロロエチレン	Trichloroethene	434-435
トリクロロ酢酸	Trichloroacetic acid (trichloroacetate)	432
トリクロロニトロメタン→クロロピクリン	Trichloronitromethane <i>see</i> Chloropicrin	
2,4,6-トリクロロフェノール	2,4,6-Trichlorophenol	350-351
2,4,5-トリクロロフェノキシ酢酸→2,4,5-T	2,4,5-Trichlorophenoxy acetic acid <i>see</i> 2,4,5-T	
2,4,5-トリクロロフェノキシプロピオン酸→フェノプロップ	2,4,5-Trichlorophenoxy propionic acid <i>see</i> Fenoprop	
トリクロロベンゼン (TCB)	Trichlorobenzenes (TCBs)	186, 433 , 487
トリチウム (3H)	Tritium (3H)	216, 219
トリハロメタン (THM)	Trihalomethanes (THMs)	161, 179-180, 435-438
トリフルラリン	Trifluralin	435
トリメチルベンゼン	Trimethylbenzene	231
トルエン	Toluene	431
な		
ナチュラルミネラルウォーター	Natural mineral waters	117-118
ナトリウム(塩)	Sodium	184, 425 , 486
ナトリウム(シアヌル酸塩)	Sodium cyanurate	427
ナノろ過	Nanofiltration	505

鉛	Lead	190, 393-395
鉛-210	Lead-210	216
鉛溶出	Plumbosolvency	515
軟化处理	Softening	387

に

臭(い)	Odour	7-8, 223-224
二元給水システム	Dual piped water supply systems	101-102
二酸化塩素	Chlorine dioxide	191, 485, 499
二臭化エチレン →1, 2-ジブロモエタン	Ethylene dibromide <i>see</i> 1,2-Dibromoethane	
ニッケル	Nickel	406-407
ニトリロ三酢酸(NTA)	Nitrilotriacetic acid (NTA)	413
ニトロベンゼン	Nitrobenzene	186, 413-414 , 486
乳児	Infants	*
乳糖発酵	Lactose fermentation	306, 308
人間活動、汚染につながる	Human activities, potentially polluting	12-13, 54
認証	Certification	16

ね

ネグレリア・フォーレリ(フォーラーネグレリア)	<i>Naegleria fowleri</i>	123, 124, 291-293
ネズミチフス菌	<i>Salmonella</i> Typhimurium	257
ネットワーク、能力形成	Networks, capacity-building	18
ネンジュモ属	<i>Nostoc</i> spp.	305

の

脳炎、肉芽腫性アメーバ性… 原発性アメーバ性髄膜…	Encephalitis, granulomatous amoebic Amoebic meningoencephalitis, primary(PAM)	277, 278 292
農業活動、…に由来する化学物質	Agricultural activities, chemicals from	164, 187-188
農薬 媒介生物駆除のために水中で使用される	Pesticides used in water for Vector control	164, 195-196 , 442-450
能力形成のためのネットワーク	Capacity-building networks	18
ノカルジア属	Nocardia	300
ノバルロン	Novaluron	196, 197, 445 , 486
ノロウイルス	Noroviruses	123, 269

は

バイオフィーム→生物膜	<i>see</i> Biofilms	
媒介昆虫	Insect vectors	195-196
媒介生物	Vector	*

媒介生物駆除	Vector control	195-196
排水	Wastewater	*
配水池	Reservoirs	58,81,105
→貯水池も参照	<i>see also</i> Reservoirs	
バクテリオファージ	Bacteriophages	156, 314
バクテロイデスファージ	<i>Bacteroides fragilis</i> phages	316-318
曝露評価、水中の病原体	Exposure assessment, waterborne pathogens	133-134
バージトラップ充填カラム GC-MS 法	Purge-and-trap packed-column GC-MS method	492
バージトラップ充填カラム GC 法	Purge-and-trap packed-column GC method	492
バチルス	<i>Bacillus</i>	239-240
バチルス (<i>Bacillus thuringiensis israelensis</i>)	<i>Bacillus thuringiensis israelensis</i> (Bti)	196, 197, 442-443, 485
発がん物質	Carcinogens	*
曝気	Aeration	502
バック飲料水	Packaged drinking-water	117-118
歯のフッ素症	Dental Fluorosis	382,383
ハフニア	<i>Hafnia</i>	306
ハマダラカの幼虫	<i>Culex</i> larvae	225
パラチオン	Parathion	188, 416, 486
パラチフス菌	<i>Salmonella</i> Paratyphi	256-257
バリウム	Barium	334
バリデーション	Validation	61, 143
バルク水の供給	Bulk water supply	99-100
パレコウイルス	Parechoviruses	131
ハロゲン化アセトニトリル	Halogenated acetonitriles	385-387
ハロ酢酸 (HAA)	Haloacetic acids (HAAs)	161, 179, 180, 193
バンクフィルトレーション	Bank filtration	501-502
ひ		
比色法	Colorimetric methods	490
微生物学的観点	Microbial aspects	4-5, 121-159
微生物学的危害因子	Microbial hazards	121-128
微生物学的水質	Microbial quality	*
微生物増殖	Microbial growth	127
微生物の監視	Microbial monitoring	152-155
微生物ファクトシート	Microbial fact sheets	235-319
ヒ素	Arsenic	329-332
肥大吸虫	<i>Fasciolopsis</i>	124
ヒトプラストシスチス (<i>Blastocystis hominis</i>)	<i>Blastocystis (hominis)</i>	126, 280-281
ヒドロキシアトラジン	Hydroxyatrazine	332, 334
ヒドロキシルラジカル	Hydroxyl radicals	506

避難住民	Displaced populations	102-103
ビブリオ	<i>Vibrio</i>	261-263
微孢子虫	Microsporidia	126, 289-291
病院	Hospitals	109
病原体	Pathogens	122-125,
病原微生物	Microbial pathogens	235-236
→病原体も参照	<i>see also</i> Pathogens	
標準作業手順(SOP)	Standard operating procedures (SOPs)	73, 75
漂白剤、家庭用…	Bleach, household	112, 147
ピリデート	Pyridate	187, 484
ピリプロキシフェン	Pyriproxyfen	447-448
ピリミホスメチル	Pirimiphos-methyl	196, 197, 446-447 , 486
ビルハルジア→住血吸虫症	Bilharzia <i>see</i> Schistosomiasis	
品質管理	Quality control	8-9, 69-70
(品質)評価	Quality assessment	29
品質保証	Quality assurance	69-70
ふ		
ファージ	Phages	
→バクテリオファージ	<i>see</i> Bacteriophages	
フィールドテストキット	Field test kits	176
フェナミホス	Fenamiphos	187, 484
フェニトロチオン	Fenitrothion	188, 379-380 , 485
2-フェニルフェノール(およびそのナトリウム塩)	2-Phenylphenol (and its sodium salt)	188, 419-420 , 486
フェノプロップ	Fenoprop	189, 380-381 , 488, 495
フォーラーネグレリア		
→ネグレリア・フォーレリ	<i>see Naegleria fowleri</i>	
フォレート	Phorate	187, 484
不確実係数(UF)	Uncertainty factors (UF)	166, 168-169
導出されたデータ→化学物質別調整係数	data-derived <i>see</i> Chemical-specific adjustment factors	
複合フィルター	Composite filters	147, 151
腹足類		
→巻貝	<i>see</i> Snails	
腐食	Corrosion	181-182
腐食性指数、セメント	Aggressivity index, cement	507
不足、水	Scarcity, water	95
フタル酸ジ-2-エチルヘキシル (DEHP)	Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP)	186, 373 , 488, 494

フッ素	Fluoride	381-383
フッ素症	Fluorosis	383
腐敗槽	Septic tanks	185
フミン酸	Humic acids	228
フラボバクテリウム	<i>Flavobacterium</i>	124, 310
プランクトスリックス(<i>Planktothrix</i> spp.)	<i>Planktothrix</i> spp.	305, 356
プリストフォーラ	<i>Pleistophora</i>	290
フルオランテン	Fluoranthene	191, 420, 421, 485
プルトニウム-239 (²³⁹ Pu)	Plutonium-239 (²³⁹ Pu)	216, 219
ブルーベビー症候群→メトヘモグロビン血症	Blue-baby syndrome <i>see</i> Methaemoglobinaemia	
フルボ酸	Fulvic acids	228
フレイム原子吸光度法 (FAAS)	Flame atomic absorption spectrometry (FAAS)	490
フロック形成	Flocculation	56, 502-503
→凝集も参照	<i>see also</i> Coagulation	
フロック除去	Floc removal	502-503
フロー図	Flow diagrams	50
プロパニル	Propanil	188, 422-423 , 486
プロポキスル	Propoxur	187, 484
ブロモクロロアセトニトリル	Bromochloroacetonitrile	191, 385-387 , 485
ブロモクロロ酢酸	Bromochloroacetate	191, 340, 485
ブロモジクロロメタン (BDCM)	Bromodichloromethane (BDCM)	435-438
ブロモホルム	Bromoform	435-438
文書化	Documentation	24-25
分析による達成度	Analytical achievability	492-497
分析法	Analytical methods	*
糞線虫	Threadworms(Strongyloides)	124, 300, 301
糞便汚染	Faecal contamination	4, 124
糞便一経口感染	Faecal-oral route of transmission	124
糞便性大腸菌群	Thermotolerant coliforms	306, 308-309
糞便性連鎖球菌	Streptococci, faecal	311-312
粉末活性炭 (PAC)	Powdered activated carbon (PAC)	503-504

へ

ヘキサクロロシクロヘキサン	Hexachlorocyclohexanes	187, 484
ヘキサクロロブタジエン (HCBd)	Hexachlorobutadiene (HCBd)	389-390
ヘキサクロロベンゼン (HCB)	Hexachlorobenzene (HCB)	185, 389 , 486
ベクレル (Bq)	Becquerel (Bq)	209
ヘプタクロール	Heptachlor	188, 388-389 , 486
ヘプタクロールエポキシド	Heptachlor epoxide	188, 388-389 ,

ヘリコバクター・ピロリ	<i>Helicobacter pylori</i>	486 126, 246-247
ベリリウム	Beryllium	185, 336 , 485
ヘルスケア施設	Health-care facilities	109-110
ペルメトリン	Permethrin	196, 445-446 , 486
便所	Latrines	185
ベンゼン	Benzene	335-336
ベンゾ[a]ピレン	Benzo[a]pyrene	420- 421
ペンタクロロフェノール(PCP)	Pentachlorophenol (PCP)	417-418
ベンタゾン	Bentazone	188, 334 , 485
ベンチマーク用量(BMD)	Benchmark dose (BMD)	166-168
下側信頼限界(BMDL)	lower confidence limit (BMDL)	166, 167-168
不確実係数	uncertainty factors	168
鞭虫属	<i>Trichuris</i>	124, 301
ペンディメタリン	Pendimethalin	189, 416-417 , 489, 495

ほ

ポアソン分布	Poisson distribution	134
放射	Radiation	*
放射性核種	Radionuclides	7, 207-222
放射線学的観点	Radiological aspects	7, 207-222
放射能	Radioactivity	*
ホース、移送	Hoses, transfer	98-99, 100
抱水クロラル(トリクロロアセトアルデヒド)	Chloral hydrate (trichloroacetaldehyde)	191, 343-344 , 485
放線菌	Actinomycetes	225
ホウ素	Boron	336-337
ガイドライン値	guideline value	184, 337, 487
分析	analysis	493
ホテル	Hotels	107
ボトル水	Bottled water	103, 110, 117-118
ポリアクリルアミド	Polyacrylamides	321, 322
ポリ塩化ビニル(PVC)	Polyvinylchloride (PVC)	439
ポリオーマウイルス	Polyomaviruses	265
ポリオウイルス	Poliovirus	131, 270
掘り抜き井戸(素掘り井戸)	dug well	60, 98
ポリリン酸	Polyphosphates	514
ホルムアルデヒド	Formaldehyde	191, 383-384 , 485
ホルモチオン	Formothion	187, 484

ポロニウム-210 (^{210}Po)	Polonium-210 (^{210}Po)	216
ポンティアック熱	Pontiac fever	249

ま

マイレックス	Mirex	187, 484
前処理	Pretreatment	56
巻貝	Snails	124, 225, 302
膜プロセス処理	Membrane treatment processes	505
マグネシウム	Magnesium	229, 387
馬拉チオン	Malathion	188, 396-397 , 486
マンガン	Manganese	184, 397-398 , 486

み

未改良の飲料水源	Unimproved drinking-water sources	87
マイクロシスチン	Microcystins	183, 356
マイクロシスチン-LR	Microcystin-LR	183, 356-358
水安全計画 (WSP)	Water safety plans (WSP)	19, 22-25 , 45-78
水売り	Vendors, water	15 , 98
水売り	Water vendors	15
水供給事業者→供給機関、飲料水	Water suppliers see Supply agencies, drinking-water	
水供給の充足度、サーベイランス	Adequacy of supply, surveillance	85-88
水資源管理	Water resource management	12-13
→水資源保護も参照	<i>see also</i> Resource protection	
水資源保護	Resource protection	53-55
危害因子の特定	hazard identification	53-54
制御手段	control measures	54-55
水煮沸の助言・勧告	Boil water advisories	73, 156-159
水使用禁止勧告	Water avoidance advisories	74, 204-206
水の煮沸	Boiling of water	
家庭内	households	149, 150
旅行者	travellers	110, 112
水の華、シアノバクテリア	Blooms, cyanobacterial	225, 304-306, 357
水へのアクセス(アクセスの容易さ)	Access to water (accessibility)	85, 86-87
ミネラルウォーター、ナチュラル…	Mineral waters, natural	117
ミレニアム開発目標	Millennium Development Goals	34, 86

む

無機スズ	Inorganic tin	191, 391 , 486
無脊椎動物	Invertebrate animals	225-226

無毒性量 (NOAEL)	No-observed-adverse-effect level (NOAEL)	166, 167
め		
メコプロップ	Mecoprop	398-399
メジナ虫	guinea worm	
→ <i>Dracunculus medinensis</i>	see <i>Dracunculus medinensis</i>	
メジナ虫根絶プログラム	Dracunculus Eradication Programme	296
メソミル	Methomyl	187, 484
メタミドホス	Methamidophos	187, 484
2-メチルイソボルネオール	2-Methyl isoborneo	225
4-(2-メチル-4-クロロフェノキシ)酢酸	4-(2-Methyl-4-chlorophenoxy)acetic acid	
→MCPA	see MCPA	
2-(2-メチルクロロフェノキシ)プロピオン酸	2-(2-Methyl-chlorophenoxy)propionic acid	
→メコプロップ	see Mecoprop	
メチルシクロペンタジエニルマンガントリカルボニル (MMT)	Methylcyclopentadienyl manganese tricarbonyl (MMT)	397-398
メチル水銀	Methylmercury	399
メチルパラチオン	Methyl parathion	188, 401 , 486
メチル-tert-ブチルエーテル (MTBE)	Methyl tertiary-butyl ether (MTBE)	185, 402-403, 486
メキシクロール	Methoxychlor	400
メブレン	Methoprene	196, 197, 444-445 , 486
メヘモグロビン血症	Methaemoglobinaemia	182, 200, 408-414
メラクロール	Metolachlor	403
メレンゲ脱亜鉛現象	Meringue dezincification	506
免疫、後天性	Immunity, acquired	128, 136
免疫不全症患者	Immunocompromised persons	109, 124-125
イソスポーラ症	isoporiasis	288
エロモナス感染	<i>Aeromonas</i> infections	238
クレブシエラ感染	<i>Klebsiella</i> infections	248
疾病負荷推定値	disease burden estimates	135
ツカムレラ感染	<i>Tsukamurella</i> infections	260
非定型抗酸菌感染	atypical mycobacteria infections	253
緑膿菌	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	255
旅行者	travellers	110
メンブレンフィルター	Membrane filters	111, 113, 147, 151
も		
目標→健康に基づく目標	Targets see health-based targets	
モノクロトホス	Monocrotophos	187, 484
モノクロラミン	Monochloramine	344-345

モノクロ酢酸	Monochloroacetic acid (monochloroacetate)	404-405
モノクロロベンゼン(MCB)	Monochlorobenzene (MCB)	186, 227-228, 405 , 486
モノブロモ酢酸	Monobromoacetate	191, 340, 486
モラクセラ	<i>Moraxella</i>	310
モリネート	Molinate	189, 403-404 , 489, 495
モリブデン	Molybdenum	184, 404 , 486

や

役割と責任、管理	Roles and responsibilities, management	8-18
野兔病菌	<i>Francisella tularensis</i>	123
屋根の材料、雨水利用	Roof materials, rainwater harvesting	97

ゆ

有機スズ	Organotins	362
有機鉛化合物	Organolead compounds	393
優先度	Priorities	*
誘導結合プラズマ質量分析法(ICP-MS)	Inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS)	491
誘導結合プラズマ発光分光分析法(ICP-AES)	Inductively coupled plasma atomic emission spectrometry (ICP-AES)	490
ユスリカの幼虫	<i>Chironomus</i> larvae	225
輸送、売り水	Transport, vended water	98

よ

陽イオン交換	Cation exchange	182, 505
溶解空気浮上	Dissolved air flotation	503
溶解性物質(TDS)	Total dissolved solids (TDS)	184, 232, 431 , 487
溶解性物質	Solids, total dissolved <i>see</i> Total dissolved solids	*
容器、水	Containers, water	*
溶血性尿毒症(HUS)	Haemolytic uraemic syndrome (HUS)	245
ヨウ素	Iodine	191, 391 , 486
ヨウ素-131	Iodine-131	216, 219
溶存酸素	Dissolved Oxygen	229
幼虫駆除剤、水系…	Larvicides, aquatic	195-196, 197, 442-450
用量、感染…	Dose, infectious	134
容量滴定	Volumetric titration	490
用量-反応評価、水系病原体	Dose-response assessment, waterborne pathogens	134
予防的統合管理アプローチ	Preventive integrated management approach	8

ら

ラジウム	Radium	219
------	--------	-----

ラジウム-226 (²²⁶ Ra)	Radium-226 (²²⁶ Ra)	216
ラジウム-228 (²²⁸ Ra)	Radium-228 (²²⁸ Ra)	216
ラーソン比	Larson ratio	182
ラドン (²²² Rn)	Radon (²²² Rn)	208, 219-221
ラドン、大気中の	Radon, in air	219
ラフィディオプシス クルバータ	Raphidiopsis curvata	305
ランゲリア指数 (LI)	Langelier index (LI)	181
藍藻	Blue-green algae	
→シアノバクテリア	<i>see</i> Cyanobacteria	

リ

リスク	Risk	*
リスク評価	Risk assessment	*
リスク-便益アプローチ	Risk-benefit approach	2
硫化水素	Hydrogen sulfide	184, 390 , 486
流行性角結膜炎	Keratoconjunctivitis, epidemic	265
硫酸塩(または硫酸イオン)	Sulfate	184, 428 , 487
硫酸カルシウム	Calcium sulfate	232
硫酸ナトリウム	Sodium sulfate	232
粒状活性炭 (GAC)	Granular activated carbon (GAC)	182, 503-504
粒状ろ材フィルター	Granular media filters	56,148, 151
利用者	Consumers	*
緑膿菌	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	109, 124, 126, 255-256
旅行者	Travellers	110-111 , 112-113
リン酸塩	Phosphates	514, 515
リンデン	Lindane	395-396

る

類鼻疽	Melioidosis	241
類鼻疽菌	<i>Burkholderia pseudomallei</i>	123, 240-241

れ

冷却塔	Cooling towers	249, 250
冷水システム	Cold water systems	107
レジオネラ症	Legionellosis	249
レジオネラ属菌	<i>Legionella</i> spp.	58, 123, 249-250
レジオネラ肺炎	Legionnaires' disease	249
レプトスピラ症	Leptospirosis	251, 252
レプトスピラ属	Leptospira	123, 251-252

ろ

ろ過	Filtration	55-56, 500-501
ロタウイルス	Rotaviruses	127,130-131, 133-138, 139-141, 275-276

わ

ワイル病	Weil disease	251
------	--------------	-----

