

ÉVALUATION DES OPTIONS DE TRAITEMENT DOMESTIQUE DE L'EAU :

objectifs sanitaires et
spécifications portant sur les
performances microbiologiques



Organisation
mondiale de la Santé

ÉVALUATION DES OPTIONS DE TRAITEMENT DOMESTIQUE DE L'EAU :

objectifs sanitaires et
spécifications portant sur les
performances microbiologiques



Organisation
mondiale de la Santé

Catalogage à la source : Bibliothèque de l'OMS

Évaluation des options de traitement domestique de l'eau : cibles sanitaires et spécifications portant sur les performances microbiologiques.

1.Eau de boisson. 2.Purification de l'eau. 3.Qualité de l'eau. 4.Alimentation en eau. I.Organisation mondiale de la Santé.

ISBN 978 92 4 254822 8

(Classification NLM : WA 675)

© Organisation mondiale de la Santé 2012

Tous droits réservés. Les publications de l'Organisation mondiale de la Santé sont disponibles sur le site Web de l'OMS (www.who.int) ou peuvent être achetées auprès des Éditions de l'OMS, Organisation mondiale de la Santé, 20 avenue Appia, 1211 Genève 27 (Suisse) (téléphone : +41 22 791 3264 ; télécopie : +41 22 791 4857 ; courriel : bookorders@who.int). Les demandes relatives à la permission de reproduire ou de traduire des publications de l'OMS – que ce soit pour la vente ou une diffusion non commerciale – doivent être envoyées aux Éditions de l'OMS via le site Web de l'OMS à l'adresse http://www.who.int/about/licensing/copyright_form/en/index.html

Les appellations employées dans la présente publication et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part de l'Organisation mondiale de la Santé aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites. Les lignes en pointillé sur les cartes représentent des frontières approximatives dont le tracé peut ne pas avoir fait l'objet d'un accord définitif.

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

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

Imprimé en France.

Design and layout : paprika-annecy.com

TABLE DES MATIÈRES

RemerciementsIV

Liste des sigles et abréviations V

1. Introduction 1

2. Objectifs sanitaires en termes de performances 3

 2.1 Agents pathogènes objectifs 4

 2.2 Définition des objectifs 4

 2.3 Approche graduelle 5

3. Définition des objectifs de performance sanitaires 8

 3.1 Démarche générale et principes 8

 3.2 Valeurs par défaut des objectifs sanitaires en termes de performances microbiologiques 9

 3.3 Protocoles de test 10

Références 12

Appendice 1. Etablissement des objectifs en termes de performances microbiologiques 18

Appendice 2. Protocoles de test spécifiques aux différentes méthodes de traitement permettant d'évaluer leurs performances en matière de TDE 26

Appendice 3. Autres facteurs à prendre en compte dans les programmes nationaux de vérification des technologies environnementales 65

Appendice 4. Eléments de base pour l'utilisation de l'analyse QMRA..... 70

REMERCIEMENTS

La préparation de ce document a demandé un travail important sur plusieurs années aux divers experts scientifiques et techniques et parties prenantes. Ses auteurs sont le Professeur Mark Sobsey (University of North Carolina, États-Unis d'Amérique) et le Dr Joe Brown (London School of Hygiene and Tropical Medicine, Angleterre).

M. Bruce Gordon [Organisation mondiale de la Santé (OMS)] et le Dr Maggie Montgomery (OMS) ont coordonné l'exécution de ce travail pour l'OMS. La direction stratégique a été confiée à M. Robert Bos (Coordonnateur de l'Unité Eau, assainissement, hygiène et santé) et au Dr Jamie Bartram (anciennement en poste à l'OMS ; actuellement à l'University of North Carolina).

Plus de 30 experts issus de pays développés et en développement ont contribué à la mise au point de ce document par leur participation à des ateliers et à des examens collégiaux par des pairs et par des apports en termes d'idées et de texte. Parmi ces experts figuraient notamment :

Professeur Feroze Ahmed, Bangladesh University of Engineering and Technology, Bangladesh
 Mme Nikki Beetsch, NSF International, États-Unis d'Amérique
 Mme Katherine Bliss, Département d'État, États-Unis d'Amérique
 M. Thomas Bruursema, NSF International, États-Unis d'Amérique
 M. Chee Keong Chew, OMS, Suisse
 Dr Thomas Clasen, London School of Hygiene and Tropical Medicine, Angleterre
 Dr David Cunliffe, Department of Health, Australie
 Professeur Stephen Gundry, University of Bristol, Angleterre
 Professeur Karina Yew-Hoong Gin National University, Singapour
 M. Han Heijnen, H&E Associates, Ouganda
 M. Frank Husson Jr, Solar Solutions, États-Unis d'Amérique
 M. Masaki Itoh, OMS, Suisse
 Professeur H.E. Jianzhong, National University, Singapour
 Dr Richard Johnston, Institut de Recherche de l'Eau du Domaine des EPF (EAWAG), Suisse
 Dr Shoichi Kunikane, Université de Shizuoka, Japon
 Mme Daniele Lantagne, Harvard University, États-Unis d'Amérique
 M. Pat Lennon, PATH, États-Unis d'Amérique
 Dr Karen Levy, Emory University, États-Unis d'Amérique
 Mme Page Martin, University of Illinois, États-Unis d'Amérique
 Dr Regula Meierhofer, EAWAG, Suisse
 Dr Susan Murcott, Massachusetts Institute of Technology, États-Unis d'Amérique
 M. Paul Osborn, 300 in 6, Pays-Bas
 M. Will Oswald, Emory University, États-Unis d'Amérique
 Dr Susan Petterson, Water and Health Policy, Ltd, Australie
 M. Federico Properzi, OMS, Suisse
 Dr Regu Regunathan, Regunathan & Associates, Inc., États-Unis d'Amérique
 Dr Stephen Schaub, anciennement Environmental Protection Agency, États-Unis d'Amérique
 M. Oliver Schmoll, Ministère fédéral allemand de l'Environnement (antérieurement à l'OMS, Suisse)
 Dr Nimish Shah, Unilever, Inde
 Professeur Thor-Axel Stenstrom, Swedish Institute for Infectious Disease Control, Suède
 Dr Peter Teunis, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Pays-Bas
 Mme Pauli Undesser, Water Quality Association, États-Unis d'Amérique
 M. Dano Wilusz, Département d'État, États-Unis d'Amérique.

En outre, l'examen final de ce document par le groupe d'experts indépendants du Comité pour la Qualité de l'Eau de Boisson de l'OMS a été très apprécié.

Mme Jeanne Marcelle Odile Barbeau traduit le document et Mme Anne Matter (Eawag) et Didier Alléy-Fermé apporté des contributions spécifiques sur le plan technique. Mme Marla Sheffer d'Ottawa (Canada) a assuré la rédaction et Mme Penny Ward le secrétariat et le soutien administratif pendant tout le processus d'élaboration du document et lors des divers ateliers et réunions.

L'OMS est également très reconnaissante au Département d'État des États-Unis d'Amérique pour son appui financier et technique de premier plan. Elle remercie aussi pour leur appui l'Agency for International Development d'Australie ; le Ministère de la Santé, du Travail et de la Protection sociale du Japon ; et le Ministère de l'Environnement et des Ressources en Eau de Singapour.

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ADN	acide désoxyribonucléique
ANSI	American National Standards Institute
ARN	acide ribonucléique
AVDP	année de vie perdue du fait d'un décès prématuré
AVI	années vécues avec une incapacité due à une maladie
DALY	année de vie corrigée de l'incapacité
EAWAG	Institut de Recherche de l'Eau du Domaine des EPF
EPA	Environmental Protection Agency (États-Unis d'Amérique)
GDWQ	Guidelines for Drinking-water Quality - <i>Directives de qualité pour l'eau de boisson</i> (quatrième édition disponible en anglais uniquement)
NPP	nombre le plus probable
NSF	NSF International
OMS	Organisation mondiale de la Santé
pI	point isoélectrique
QMRA	Quantitative microbial risk assessment - Évaluation quantitative des risques microbiens
SIDA	syndrome de l'immunodéficience acquise
SODIS	désinfection solaire
TDE	traitement domestique de l'eau
USA	États-Unis d'Amérique
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UTN	unité de turbidité néphélométrique
UV	ultraviolet
VIH	virus de l'immunodéficience humaine
VTE	vérification des méthodes environnementales

1. INTRODUCTION

Les interventions visant le traitement domestique de l'eau (TDE) peuvent jouer un rôle important en matière de protection de la santé publique lorsque les approvisionnements en eau existants, y compris ceux fournis par un réseau canalisé ou d'autres approvisionnements améliorés, ne sont pas traités, ne sont pas traités correctement, ou sont contaminés pendant la distribution ou le stockage (UNICEF & OMS, 2009).

Les applications relevant du TDE représentent un ensemble varié de techniques, de dispositifs ou de méthodes employés pour traiter l'eau dans le cadre domestique ou sur le lieu d'utilisation dans d'autres contextes, comme les écoles, les établissements de soins et d'autres lieux collectifs. Le traitement de l'eau au point d'utilisation est un autre terme utilisé pour désigner le TDE. Le stockage domestique convenable de l'eau, y compris l'utilisation de récipients fermés ou à col étroit pour prévenir le contact avec des mains contaminées, est une composante essentielle de la gestion domestique de l'eau, mais n'est pas l'objet de ce document.

Des spécifications en matière de performances convenablement formulées et adaptées à la situation locale sont nécessaires pour protéger les utilisateurs et étayer la prise de décisions concernant le choix des méthodes de traitement ou des approches. Le présent document fournit une base permettant d'évaluer les performances microbiologiques des options de TDE à travers :

- la définition d'une série de d'objectifs sanitaires en termes de performances microbiologiques, allant d'un objectif provisoire à un objectif hautement protecteur, afin d'encourager une amélioration progressive de la salubrité de l'eau (parties 2 et 3 et appendice 1) ;
- l'apport de recommandations pour étayer la mise au point de nouveaux protocoles de test des méthodes de TDE ou compléter les protocoles existants (appendice 2) ;
- la description de facteurs supplémentaires pouvant avoir un intérêt dans l'évaluation des méthodes de traitement au niveau national ou les programmes de vérification (appendice 3) ;
- la présentation des raisons d'utiliser l'évaluation des risques microbiologiques (QMRA) ainsi que des objectifs de performances pour les trois classes d'agents pathogènes (appendice 4).

Ces objectifs de performances microbiologiques et ces protocoles de test sont destinés à informer les personnes assurant la mise en œuvre, à protéger les utilisateurs et à encourager la mise au point de méthode de traitement en fournissant un cadre reposant sur les risques pour évaluer les performances des interventions relevant du TDE. Ce document offre une base d'informations pour le développement et la révision des programmes nationaux ou internationaux d'évaluation des performances des méthodes de traitement. Il s'appuie sur des concepts établis dans les *Directives de qualité pour l'eau de boisson* (Guidelines for drinking-water quality, GDWQ, la quatrième et dernière édition n'existe qu'en anglais) de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), et les méthodes d'analyse qu'il décrit sont prévues pour être applicables dans des contextes où les ressources sont limitées. Ce document ne présente pas d'objectifs ou de protocoles relatifs aux contaminants chimiques, même si nombre des concepts concernant les objectifs de performances définis d'après les risques s'appliquent également à ce groupe de contaminants. Il est destiné : 1) aux organisations de certification nationales, 2) aux autorités de réglementation, 3) aux personnes impliquées dans le développement et l'évaluation des méthodes de TDE, y compris les universitaires et les chercheurs, et 4) aux fabricants et aux personnes assurant la mise en œuvre de ces méthodes.

Les recommandations formulées dans ce document ont valeur de conseils et peuvent être adaptées aux contextes locaux par les agences de réglementation ou les autorités nationales, selon le cas, notamment pour la certification des produits, l'évaluation des performances avant intervention ou la mise au point et le choix des méthodes de traitement.

2. OBJECTIFS SANITAIRES EN TERMES DE PERFORMANCES

Les objectifs de performances présentés dans ce document ont été établis en appliquant le concept de charge de morbidité tolérable (risque acceptable), tel que défini dans la quatrième édition des GDWQ (OMS, 2011). Ces Directives définissent la charge de morbidité tolérable comme une limite supérieure de 10^{-6} années de vie corrigée de l'incapacité (DALY) par personne et par an (voir Encadré 1).

Encadré 1. Année de vie corrigée de l'incapacité (DALY)

La DALY (année de vie corrigée de l'incapacité) est une mesure de référence commune pour comparer les résultats sanitaires, actuellement largement utilisée par l'OMS et d'autres organismes pour estimer et comparer les charges de morbidité et de traumatismes (Havelaar & Melse, 2003). Les effets sur la santé sont pondérés en fonction de leur gravité par un facteur allant de 0 (bonne santé) à 1 (décès). Ils sont multipliés par la durée de la maladie et l'effectif de la population touchée pour obtenir une estimation standardisée de la charge de morbidité totale et de la mortalité prématurée. Les DALY représentent les années de vie perdues du fait de la mortalité (années de vie perdues, AVP) et les années vécues avec une incapacité (AVI) en raison d'une maladie, standardisées par des coefficients de pondération tenant compte de la gravité de (Havelaar & Melse, 2003). La mesure en DALY se calcule comme suit : $DALY = AVP + AVI$. En termes mathématiques, 10^{-6} DALY par personne et par an supposent la perte tolérable de 365 journées en bonne santé parmi une population d'un million d'habitants au cours d'une année. Cette limite est équivalente à un cas excédentaire de cancer pour 100 000 habitants ingérant l'eau traitée sur une période de 70 ans. La mesure en DALY est décrite de manière plus approfondie dans les GDWQ (OMS, 2011).

Les objectifs de performances sont des valeurs, exprimées sous forme de logarithmes décimaux des réductions de concentrations microbiennes¹ qui définissent les besoins en matière de traitement compte tenu de la qualité de l'approvisionnement en eau. Dans l'idéal, ces objectifs doivent être établis à partir de données pertinentes localement, mais les données de ce type étant souvent indisponibles, il est fréquent qu'ils soient fixés sur la base d'hypothèses quant à la présence des trois classes d'agents pathogènes dans les approvisionnements en eau de boisson.

L'établissement d'un lien de causalité clair entre les concentrations d'agents pathogènes dans l'eau de boisson et des maladies d'origine hydrique n'est pas chose facile. L'analyse QMRA fournit un mécanisme pour rendre ce lien explicite à partir des données actuelles de qualité de l'eau, de l'exposition et des modèles dose-réponse. Les GDWQ recommandent l'usage de la QMRA en tant qu'option importante pour

¹ Calculée par la formule : $\log_{10} (C_{\text{eau non traitée}} / C_{\text{eau traitée}})$, où C = concentration de micro-organismes dans l'eau.

évaluer les risques et étayer les décisions en matière de gestion, notamment dans les situations où il n'existe pas de données épidémiologiques, jusqu'à ce que des données de ce type soient obtenues et/ou dans les cas où les études épidémiologiques sont impraticables ou inappropriées. La QMRA permet une estimation des impacts sanitaires des mesures de contrôle de la qualité de l'eau de boisson dans une grande variété de contextes (OMS, 2011). Dans la mesure du possible, la QMRA prend en compte et utilise les données épidémiologiques à la fois pour évaluer l'exposition et les effets sur la santé (dose-réponse) en vue de caractériser et d'estimer les risques.

Le recours à la QMRA est compatible avec les trois principaux ensembles de directives relatifs à l'eau de l'OMS (eau de boisson, réutilisation des eaux usées et eaux à usage récréatif). Par conséquent, l'application de ce type d'évaluation au TDE offre un cadre harmonisé pour aborder selon une démarche intégrée l'estimation des risques microbiens en milieu aqueux en général (Havelaar et al., 2001).

2.1 Agents pathogènes objectifs

Il n'est ni faisable, ni souhaitable d'établir des objectifs de performances pour tous les agents pathogènes pouvant être présents dans l'eau compte tenu de la complexité des analyses nécessaires et du manque de données disponibles. Les objectifs sont donc définis pour des agents pathogènes de référence représentant trois classes d'agents : les bactéries, les virus et les protozoaires. Ces trois classes sont représentées en raison de leur spécificité en regard des propriétés physicochimiques et biologiques des agents qui les composent et en termes de résistance aux diverses méthodes de traitement. Sachant qu'elles sont toutes largement présentes dans les approvisionnements en eau de boisson des pays à revenu faible ou élevé et sont associées à des maladies entériques chez les enfants dans les pays supportant une forte charge de morbidité (Levin, 2009), elles sont toutes les trois importantes.

Les agents pathogènes de référence pour les bactéries (*Campylobacter jejuni*), les virus (rotavirus) et les protozoaires parasites (*Cryptosporidium*) ont été choisis parce qu'ils sont relativement bien caractérisés, importants pour la santé publique et représentatifs avec une certaine marge de sécurité de la relation dose-réponse et de l'infectiosité. En d'autres termes, si des options de traitement sont en place pour maîtriser ces agents pathogènes de référence, on devrait s'attendre à ce que les pathogènes importants dans chaque classe soient aussi sous contrôle.

2.2 Définition des objectifs

Des méthodes permettant de définir les objectifs de performances microbiologiques et les concentrations par défaut d'agents pathogènes sont indiquées à l'appendice 1. Ces objectifs ont été déterminés à partir d'hypothèses sur les concentrations d'agents pathogènes de référence dans l'eau non traitée, des modèles de type QMRA décrits dans les GDWQ et des logarithmes décimaux calculés des réductions microbiennes nécessaires pour les atteindre. Face au scénario relativement courant dans lequel les données locales sur les agents pathogènes pertinents sont insuffisantes, on a recours à des hypothèses sur les valeurs de fond de la qualité microbienne de l'eau. Le lecteur trouvera au chapitre 7 des GDWQ (OMS, 2011) des informations complémentaires sur les modèles QMRA analytiques.

2.3 Approche graduelle

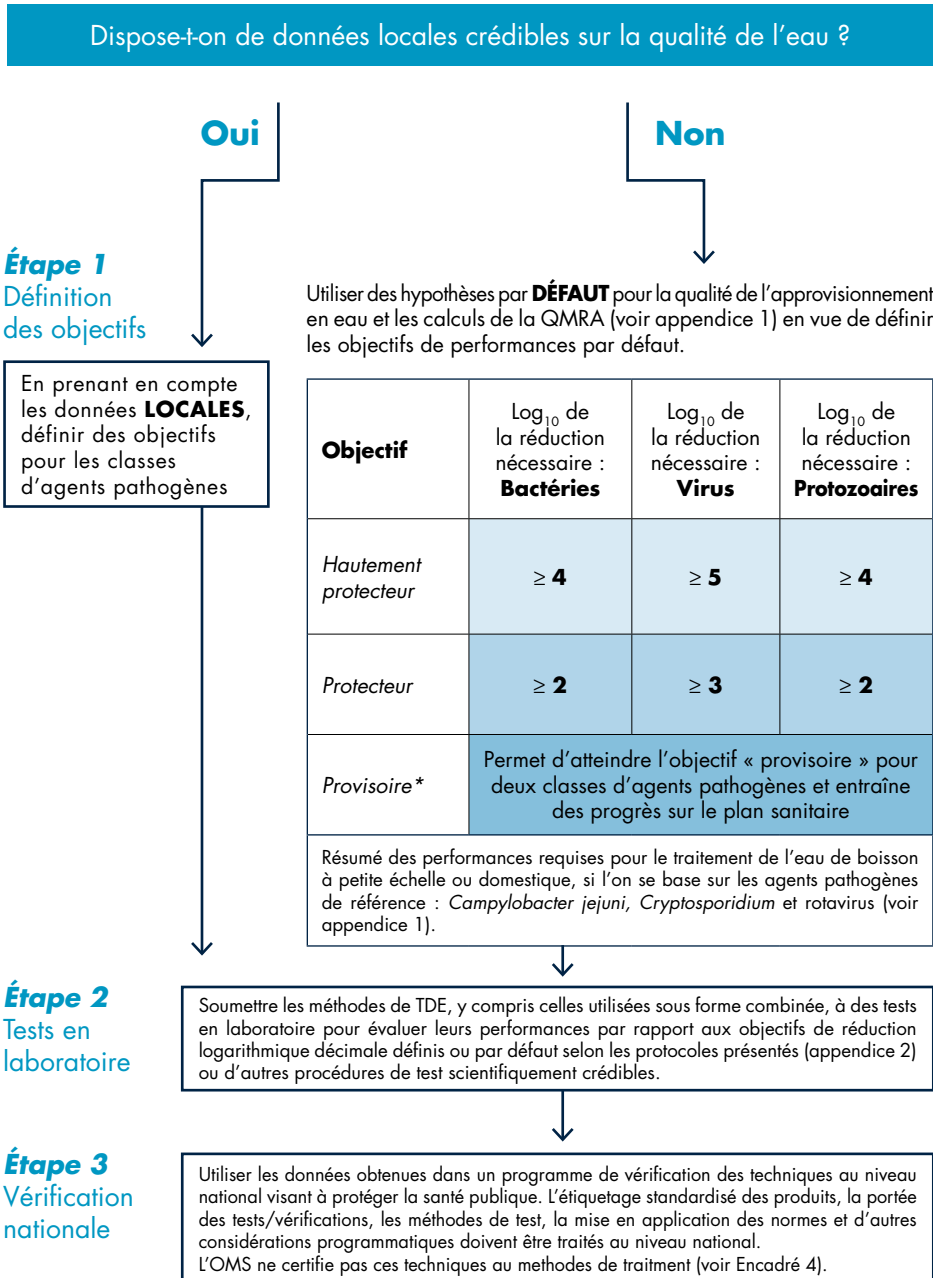
Les niveaux de performances recommandés pour la réduction des bactéries, des virus et des protozoaires sont présentés à la Figure 1. Ils suivent une gradation allant d'un objectif de niveau supérieur, correspondant au niveau de risque de référence des GDWQ de 10^{-6} DALY par personne et par an à un objectif « provisoire » de bas niveau, s'appliquant aux performances des méthodes de traitement à faible coût actuellement disponibles dont il a été prouvé qu'elles entraînaient une amélioration de la santé. Comme indiqué dans l'Encadré précédent, les DALY sont une mesure couramment utilisée pour quantifier et comparer les charges de morbidité associées aux différents dangers pour la santé.

Le critère « hautement protecteur » s'applique à des méthodes de traitement qui, si elles sont mises en œuvre correctement et régulièrement sur l'ensemble de l'année, limiteront la charge de morbidité due à l'eau de boisson à 10^{-6} DALY par personne et par an. Ce dernier niveau d'objectif sanitaire comporte une marge de sécurité très importante et, du point de vue de la santé publique, les méthodes qui y répondent devraient être explicitement recommandées.

Le second niveau, dit « protecteur », a été spécifié pour correspondre à un niveau moins strict d'excès de morbidité tolérable, mais reste compatible avec l'objectif de fourniture d'une eau de grande qualité et plus sûre sur le plan sanitaire. Cet objectif « protecteur » définit les niveaux d'élimination des agents pathogènes permettant d'atteindre un objectif sanitaire de 10^{-4} DALY par personne et par an. Dans les zones où l'on suspecte une forte charge de maladies d'origine hydrique, les méthodes de traitement permettant de respecter les critères de réduction logarithmique du second niveau devraient encore apporter des bénéfices importants sur le plan sanitaire (voir Encadré 2). Qu'ils soient « hautement protecteurs » ou « protecteurs », les objectifs supposent l'élimination des trois classes d'agents pathogènes, ce qui est justifié à l'appendice 4.

Reconnaissant cependant que les objectifs « hautement protecteurs » et, dans une moindre mesure, les objectifs « protecteurs » prévoient une marge de sécurité et que leur réalisation n'est parfois pas l'option la plus économique ou faisable dans certaines situations, un objectif « provisoire » a été fixé. Ce dernier s'applique aux méthodes permettant d'atteindre des objectifs de réduction « protecteurs » pour deux classes d'agents pathogènes et ayant un effet de réduction prouvé sur les infections diarrhéiques et d'origine hydrique. Atteindre cet objectif de bas niveau doit être considéré comme une étape initiale dans l'effort d'amélioration progressif vers l'objectif ultime « hautement protecteur ».

Figure 1. Diagramme définissant les objectifs sanitaires en termes de performances pour le TDE



* Les options de traitement classées comme « provisoires » ne doivent être recommandées que si des preuves épidémiologiques crédibles indiquent que leur mise en œuvre entraîne une régression des maladies d'origine hydrique.

Encadré 2. Le concept de risque tolérable

C'est sur le concept de risque tolérable, autorisable ou acceptable que repose la démarche de l'OMS pour établir les directives relatives à la qualité de l'eau et encourager les améliorations progressives. Le « niveau de risque de référence » dû à l'exposition à l'eau de boisson est de 10^{-6} DALY par personne et par an (voir chapitre 3 et les *Directives de qualité pour l'eau de boisson*). Il peut être plus facile d'atteindre des objectifs de performances définis à partir d'un niveau de risque acceptable moins exigeant, tel que 10^{-4} DALY par personne et par an, mais encore compatibles avec les objectifs de fourniture d'une eau de meilleure qualité et plus sûre sur le plan sanitaire. En l'absence de données locales (voir l'Encadré « Utilisation des données locales pour calculer les objectifs de performances microbiologiques » à l'appendice 1 pour plus d'informations) et en appliquant une démarche prudente, on considérera le plus bas niveau de performances contre une classe d'agents pathogènes donnée d'après les résultats de test. Par exemple, des méthodes conduisant à une réduction logarithmique décimale des bactéries de 5, à une réduction logarithmique décimale des virus de 5 également et à une réduction logarithmique décimale des protozoaires de 3 ne parviendront pas à atteindre un objectif « hautement protecteur », nécessitant une réduction logarithmique décimale des protozoaires de 4, et aboutiront à un niveau de protection intermédiaire (Figure 1).

3. DÉFINITION DES OBJECTIFS DE PERFORMANCE SANITAIRES

3.1 Démarche générale et principes

Ce document présente les objectifs de performances microbiologiques recommandés pour les méthodes de TDE et des informations de référence pouvant être utiles à leur mise en œuvre au niveau national. L'élaboration de ces recommandations s'est appuyée sur les principes directeurs suivants :

- *Les méthodes de traitement devraient être aussi efficaces que possible contre toutes les classes de micro-organismes, avec l'objectif de parvenir à des améliorations progressives en direction du niveau de risque dû à l'eau de boisson recommandé par l'OMS de 10^{-6} DALY par personne et par an ou d'une autre objectif sanitaire nationale pertinente.*
- *Les méthodes de traitement qui ne permettent pas d'atteindre l'objectif en termes de risque recommandé de 10^{-6} DALY par personne et par an peuvent néanmoins contribuer à une réduction substantielle du risque de maladie d'origine hydrique, notamment lorsque la charge de morbidité est élevée. Si l'objectif de 10^{-6} DALY par personne et par an est le plus protecteur, la définition de plusieurs degrés d'efficacité dans le cadre d'une approche graduelle visera à stimuler l'innovation et les améliorations progressives, tout en reconnaissant l'impact bénéfique potentiel des méthodes de traitement dont les performances n'atteignent pas le niveau supérieur. Un objectif sanitaire intermédiaire de 10^{-4} DALY par personne et par an est donc proposé.*
- *Les méthodes de traitement qui sont efficaces contre deux classes sur trois d'agents pathogènes peuvent être recommandées si des preuves épidémiologiques confirment leur impact sanitaire positif. Un niveau bas, « provisoire », regroupe des méthodes qui permettent d'atteindre deux, mais non la totalité, des objectifs de performances protectrices et entraînent des progrès sanitaires attestés par des preuves épidémiologiques. Par exemple, la désinfection par le chlore libre est efficace contre les bactéries et les virus, mais pas contre *Cryptosporidium*, un protozoaire parasite important véhiculé par l'eau.*
- *L'utilisation régulière et continue des méthodes de TDE est nécessaire pour obtenir des progrès sanitaires en relation avec la consommation d'eau de boisson. Le but du TDE est de rendre l'eau consommée par les utilisateurs systématiquement plus sûre sur le plan sanitaire. Cela signifie que ces techniques ou ces méthodes doivent être appliquées en continu par les responsables des approvisionnements en eau existant qui comportent un risque sanitaire. Les facteurs liés à l'adoption des méthodes de TDE et à leur utilisation régulière et durable sur le long terme sont déterminants pour l'obtention des progrès sanitaires. L'ensemble des facteurs conditionnant l'utilisation régulière et durable et les performances des méthodes de TDE ne fait pas partie des sujets traités dans ce document, mais peut être examiné lors de l'élaboration des directives de vérification des méthodes de traitement au niveau local ou national (appendice 3).*

3.2 Valeurs par défaut des objectifs sanitaires en termes de performances microbiologiques

Des objectifs de performances ont été calculés à partir des modèles QMRA. Le lecteur trouvera des informations complémentaires sur ces modèles à l'appendice 4 et dans les GDWQ (OMS, 2011). Les niveaux recommandés de réduction microbienne calculés à partir des modèles QMRA sont indiqués sur la Figure 1 (ci-dessus) et dans le Tableau 1. Les méthodes permettant de faire la preuve des performances sont évoquées plus en détail dans l'Encadré 3.

Tableau 1. Performances requises pour les méthodes de TDE et critères de réduction logarithmique décimale associés pour atteindre les objectifs « provisoires », « protecteurs » et « hautement protecteurs »

Micro-organisme de référence utilisé dans les modèles dose-réponse	Nombre supposé de germes par litre utilisé dans les calculs de risque ^a	Classe d'agents pathogènes	Réduction logarithmique décimale nécessaire ^b		
			Provisoire	Protectrice ^c	Hautement ^c protectrice
			Suppose une utilisation correcte, régulière et continue pour atteindre les niveaux de performances		
<i>Campylobacter jejuni</i>	1	Bactéries	Atteinte de l'objectif « protecteur » pour deux classes d'agents pathogènes et obtention de progrès sanitaires	≥ 2	≥ 4
Rotavirus^d	1	Virus		≥ 3	≥ 5
<i>Cryptosporidium</i>	0.1	Protozoaires		≥ 2	≥ 4

^a Hypothèses relatives aux valeurs de fond des paramètres de qualité de l'eau, utilisées pour déterminer les objectifs de réduction microbienne en l'absence de données locales. Elles supposent une teneur en eaux usées de l'eau non traitée de 0,01 % en volume, d'après les estimations des concentrations de fond dans les eaux usées des germes de référence tirées du Volume 2 des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères* (OMS, sous presse). Il convient d'utiliser les données locales de qualité de l'eau si l'on en dispose et si elles sont suffisamment représentatives pour alimenter un modèle QMRA appliqué aux bactéries, virus et protozoaires. Le recours à d'autres données pour les valeurs de fond des paramètres de qualité de l'eau conduira à l'obtention de valeurs différentes des réductions logarithmiques décimales nécessaires pour atteindre les objectifs en termes de risque pertinents à partir des modèles QMRA comme indiqué dans les GDWQ (OMS, 2011).

^b Calculée comme étant : $\log_{10} (C_{\text{eau non traitée}} / C_{\text{eau traitée}})$, où C = concentration de micro-organismes dans l'eau.

^c Eau traitée en obtenant la réduction logarithmique décimale nécessaire pour atteindre l'objectif sanitaire (« protecteur ») de 10^{-4} ou (« hautement protecteur ») de 10^{-6} DALY par personne et par an, sur la base d'hypothèses données pour la qualité de l'eau de fond et en utilisant les modèles QMRA comme décrit dans les GDWQ (OMS, 2011).

^d La concentration de rotavirus est déterminée à partir des concentrations de ces virus relevées dans les régions à revenu élevé comme indiqué dans le Tableau 7.4 des GDWQ. Se référer à ces Directives pour des explications plus complètes et une évaluation de la validité de l'application de cette valeur dans les régions à faible revenu (OMS, 2011).

Encadré 3. Démonstration des performances

Les objectifs de performances sont destinés à encourager la mise à l'épreuve de nouvelles méthodes de traitement en utilisant une démarche standardisée liant les données de performances microbiologiques et objectifs définis en termes de résultats sanitaires. Il convient d'employer des données de performances scientifiquement crédibles, obtenues d'une façon méthodologiquement rigoureuse et répondant aux critères des études faisant l'objet d'un examen collégial par des pairs pour déterminer les performances. Les protocoles de test internationaux et nationaux existants pour les bactéries, les virus et les protozoaires (par exemple ceux publiés par l'Environmental Protection Agency des États-Unis d'Amérique ou NSF International/l'American National Standards Institute) ou encore les recommandations relatives aux tests fournies à l'appendice 2 doivent être utilisés. Des objectifs et des méthodologies adaptées aux circonstances locales peuvent aussi être établies et mises en œuvre au niveau national par d'autres parties prenantes. De tels programmes de certification ou de test des produits peuvent fixer des exigences portant sur le rapport des données, et comprenant l'examen par des pairs, pour atteindre les objectifs de performances.

3.3 Protocoles de test

Les procédures de test en laboratoire sont décrites à l'appendice 2. Elles couvrent une série de méthodes de TDE, autorisent l'utilisation de substituts microbiens non pathogènes dans les tests de provocation et sont destinées à être largement accessibles et adaptables aux capacités et aux conditions locales. En général, les protocoles présentent les besoins en équipements d'analyse et de test ; les procédures appropriées pour le montage expérimental et les conditions de test ; la production et la préparation des bactéries, des virus et des protozoaires de référence pour les tests de provocation (et des autres organismes non pathogènes servant de substituts) ; ainsi que des instructions pour l'introduction convenable de ces micro-organismes (ensemencement) dans les eaux de test. Des conseils généraux sur la production de données de tests scientifiquement crédibles et des informations spécifiques aux méthodes et aux germes sont fournis le cas échéant. En outre, la certification et l'étiquetage des produits sont exposés dans l'Encadré 4 et traités de manière plus approfondie à l'appendice 2. Les protocoles de test sont destinés à être adaptables aux conditions et au contexte locaux, tout en fournissant une base commune aux comparaisons technologiques. D'autres documents de référence pour étayer l'élaboration et la mise en œuvre de protocoles de test sont recensés dans l'Encadré 5.

Encadré 4. Certification et étiquetage standardisé des produits

Les exigences relatives à l'étiquetage standardisé des produits doivent être définies localement et approuvées par les agences de réglementation au niveau national. Cet étiquetage doit fournir suffisamment d'informations pour que le consommateur fasse un choix informé entre des méthodes plus ou moins efficaces. Les libellés des étiquettes doivent être faciles à comparer et à comprendre. L'indication d'autres grandeurs peut aussi être exigée localement : par exemple le débit ou le volume par jour, la date de péremption ou la durée d'utilisation le cas échéant, ou encore l'indicateur d'expiration, tout comme celle d'autres données de référence sur les performances contre des contaminants non mentionnés dans ce document (produits chimiques, par exemple).

L'OMS n'accorde ni soutien, ni certification, ni approbation aux différentes méthodes de traitement de l'eau de boisson. La conformité avec les objectifs de performances mentionnés dans ce document ne justifie en aucun cas que l'étiquetage d'un produit fasse allusion à une approbation de l'OMS. Le nom et le logo de cette Organisation ne doivent, en aucune circonstance, apparaître dans la publicité ou l'étiquetage des produits.

Encadré 5. Liens vers d'autres documents de l'OMS

Les objectifs de performances microbiologiques présentés dans ce document ont été déterminés en appliquant une démarche fondée sur les risques exposée dans les GDWQ, à partir de valeurs hypothétiques des concentrations d'agents pathogènes dans l'eau non traitée, tirées des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères*. Dans la mesure du possible, l'OMS recommande d'aborder la problématique de la qualité de l'eau de boisson en s'appuyant sur un plan de sécurité sanitaire de l'eau. Les documents suivants apportent un complément d'information à ce sujet. Ils sont tous trois consultables en ligne à l'adresse :

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/fr/index.html

- WHO (2011). *Guidelines for drinking-water quality*, 4th ed. Genève, Organisation mondiale de la Santé.
- OMS. *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères (sous presse)*. Genève, Organisation mondiale de la Santé.
- OMS (2010). *Plans de gestion de la sécurité sanitaire de l'eau : manuel de gestion des risques par étapes à l'intention des distributeurs d'eau de boisson*. Genève, Organisation mondiale de la Santé.

RÉFÉRENCES

- Acheson D, Allos D (2001). *Campylobacter jejuni* infections: update on emerging issues and trends. *Clinical Infectious Diseases*, 32(8):1201–1206.
- Acra A, Raffoul Z, Karahagopian Y (1984). *Solar disinfection of drinking-water and oral rehydration solutions—Guidelines for household application in developing countries*. Amman, Fonds des Nations Unies pour l'enfance, Beirut, American University of Beirut.
- Acra A et al. (1980). Disinfection of oral rehydration solutions by sunlight. *The Lancet*, 2:1257–1258.
- Adams MH (1959). *Bacteriophages*. New York, Wiley-Interscience.
- Adcock PW, Saint CP (2001). Rapid confirmation of *C. perfringens* by using chromogenic and fluorogenic substrates. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(9):4382–4384.
- Aikhomu SE, Brieger WR, Kale OO (2000). Acceptance and use of communal filtration units in guinea worm eradication. *Tropical Medicine and International Health*, 5(1):47–52.
- Araujo M et al. (2001). Evaluation of fluorogenic TSC agar for recovering *Clostridium perfringens* in groundwater samples. *Water Science and Technology*, 43(12):201–204.
- Armon R, Payment P (1988). A modified m-CP medium for enumerating *Clostridium perfringens* from water samples. *Canadian Journal of Microbiology*, 34(1):78–79.
- Arnold B et al. (2009). Evaluation of a pre-existing, 3-year household water treatment and handwashing intervention in rural Guatemala. *International Journal of Epidemiology*, 38(6):1651–1661.
- Arnold BF, Colford JM (2007). Treating water with chlorine at point-of-use to improve water quality and reduce child diarrhea in developing countries: a systematic review and meta-analysis. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 76:354–364.
- ASTM (2002). *D5916-96(2002): Standard test method for detection and enumeration of Clostridium perfringens from water and extracted sediments by membrane filtration (MF)*. West Conshohocken, PA, ASTM International.
- AWWA (1999). *Waterborne pathogens: AWWA manual M48*. Denver, CO, American Water Works Association.
- Babu R, Chaudhuri M (2005). Home water treatment by direct filtration with natural coagulant. *Journal of Water and Health*, 3(1):27–30.
- Backer H (2002). Water disinfection for international and wilderness travelers. *Clinical Infectious Diseases*, 34(3):355–364.
- Baker MN (1948). *Quest for pure water: the history of water purification from the earliest records to the twentieth century*. Denver, CO, American Water Works Association.
- Baumgartner J (2006). *The effect of user behavior on the performance of two household water filtration systems* [Master's thesis]. Boston, MA, Harvard School of Public Health, Department of Population and International Health.
- Berney M et al. (2006a). Specific growth rate determines the sensitivity of *Escherichia coli* to thermal, UVA, and solar disinfection. *Applied and Environmental Microbiology*, 72:2586–2593.
- Berney M et al. (2006b). Efficacy of solar disinfection of *Escherichia coli*, *Shigella flexneri*, *Salmonella* Typhimurium and *Vibrio cholerae*. *Journal of Applied Microbiology*, 101:828–836.
- Bisson JW, Cabelli VJ (1979). Membrane filter enumeration method for *Clostridium perfringens*. *Applied and Environmental Microbiology*, 37(1):55–66.
- Bitton G (2005). *Wastewater microbiology*, 3rd ed. New York, John Wiley & Sons.
- Blatchley IER, Peel MM (2001). Disinfection by ultraviolet irradiation. In: Block SS, ed. *Disinfection, sterilization, and preservation*, 5th ed. New York, Lippincott Williams & Wilkins, pp. 823–851.
- Boisson S et al. (2010). Field assessment of a novel household-based water filtration device: a randomized, placebo-controlled trial in the Democratic Republic of Congo. *PLoS One*, 5(9):e12613.
- Brown J, Sobsey M (2010). Microbiological effectiveness of locally produced ceramic filters for drinking water treatment in Cambodia. *Journal of Water and Health*, 8(1):1–10.
- Brown J, Proum S, Sobsey M (2008). *E. coli* in household drinking water and diarrheal disease risk: evidence from Cambodia. *Water Science and Technology*, 58(4):757–763.
- Brown J, Sobsey M, Loomis D (2008). Drinking water filters reduce diarrheal disease in Cambodia: a randomized, controlled trial of locally made ceramic filters. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 79(3):394–400.
- Brown J, Sobsey M, Proum S (2007). *Improving household drinking water quality: use of ceramic water filters in Cambodia*. Washington, DC, Programme Eau et assainissement de la Banque mondiale [note de terrain du WSP ; http://www.wsp.org/wsp/sites/wsp.org/files/publications/926200724252_eap_cambodia_filter.pdf].

- Carlson K (2004). Working with bacteriophages: common techniques and methodological approaches. In: Kutter E, Sulakvelidze A, eds. *Bacteriophages: biology and applications*. Boca Raton, FL, CRC Press, pp. 437–494.
- Chappell CL et al. (2006). *Cryptosporidium hominis*: experimental challenge of healthy adults. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 75(5):851–857.
- Chauret C et al. (2001). Chlorine dioxide inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts and bacterial spore indicators. *Applied and Environmental Microbiology*, 67(7):2993–3001.
- Checkley W et al. (1997). Asymptomatic and symptomatic cryptosporidiosis: their acute effect on weight gain in Peruvian children. *American Journal of Epidemiology*, 145(2):156–163.
- Chiller TM et al. (2006). Essai contrôlé et randomisé d'un traitement par un produit floculant/désinfectant pour l'eau de boisson visant à réduire la fréquence des diarrhées chez les enfants du Guatemala. *Bulletin de l'Organisation mondiale de la Santé*, 84(1) : 28-35.
- Clasen T, Brown J, Collin S (2006). Preventing diarrhoea with household ceramic water filters: assessment of a pilot project in Bolivia. *International Journal of Environmental Health Research*, 16(3):221–239.
- Clasen T et al. (2004). Reducing diarrhea through the use of household-based ceramic water filters: a randomized, controlled trial in rural Bolivia. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 70(6):651–657.
- Clasen T et al. (2007). Interventions to improve water quality for preventing diarrhoea: systematic review and meta-analysis. *British Medical Journal*, 334(7597):755–756.
- Colwell RR et al. (2003). Reduction of cholera in Bangladeshi villages by simple filtration. *Actes de l'Accadémie des sciences des Etats-Unis d'Amérique*, 100(3):1051–1055.
- Conroy RM et al. (1996). Solar disinfection of drinking-water and diarrhea in Maasai children: a controlled field trial. *The Lancet*, 348:1695–1697.
- Conroy RM et al. (1999). Solar disinfection of water reduces diarrrheal disease: an update. *Archives of Disease in Childhood*, 81:337–338.
- Conroy RM et al. (2001). Solar disinfection of drinking-water protects against cholera in children under 6 years of age. *Archives of Disease in Childhood*, 85(4):293–295.
- Crump JA et al. (2004a). Effect of point-of-use disinfection, flocculation and combined flocculation–disinfection on drinking-water quality in western Kenya. *Journal of Applied Microbiology*, 97:225–231.
- Dey BP et al. (1998). *USDA/FSIS microbiology laboratory guidebook*, 3rd ed. Washington, DC, United States Department of Agriculture, Food Safety and Inspection Service (http://www.fsis.usda.gov/science/microbiological_Lab_Guidebook/).
- Duke WF et al. (2006). The use and performance of BioSand filters in the Artibonite Valley of Haiti: a field study of 107 households. *Rural and Remote Health*, 6(3):570.
- Duncan CL, Strong DH (1968). Improved medium for sporulation of *Clostridium perfringens*. *Applied Microbiology*, 16(1):82–89.
- Eaton AD et al., eds (2005). Method 9222: Membrane filter technique for members of the coliform group. In: *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21st ed. Washington, DC, American Public Health Association.
- Esteban JG et al. (1998). High *Cryptosporidium* prevalences in healthy Aymara children from the northern Bolivian Altiplano. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 58(1):50–55.
- Feachem RG et al. (1983). *Sanitation and disease: health aspects of excreta and wastewater management*. Chichester, John Wiley.
- Francis CA et al. (2001). A simple modified membrane filtration medium for the enumeration of aerobic spore-bearing bacilli in water. *Water Research*, 35(15):3758–3761.
- Frankland PF (1885). Water purification: its biological and chemical bases. *Proceedings of the Institute of Chemical Engineers*, 85:197–219.
- Gerba CP et al. (1996). Waterborne rotavirus: a risk assessment. *Water Research*, 30(12):2929–2940.
- Ghimire P, Sapkota D, Manandhar SP (2004). Cryptosporidiosis: opportunistic infection in HIV/AIDS patients in Nepal. *Journal of Tropical Medicine and Parasitology*, 27:7–10.
- Grabow WOK (2001). Bacteriophages : update on application as models for viruses in water. *Water SA*, 27(2):251–268.
- Havelaar A, Melse JM (2003). *Quantifying public health risk in the WHO GDWQ*. Bilthoven, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM Report 734301022/2003).
- Havelaar A et al. (2001). Guidelines: the current position. 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.

- Hazen A (1900). The Albany water filtration plant. *Transactions of the American Society of Civil Engineers*, 40:244–352.
- Health Protection Agency (2004). *National Standard Method W 5 Issue 3 : Enumeration of Clostridium perfringens by membrane filtration*. London, United Kingdom Health Protection Agency.
- Hörman A et al. (2004). Evaluation of the purification capacity of nine portable, small-scale water purification devices. *Water Science and Technology*, 50(1):179–183.
- Hsieh PY, Labbe R (2007). Influence of peptone source on sporulation of *Clostridium perfringens* type A. *Journal of Food Protection*, 70(7):1730–1734.
- Hunter PR (2009). Household water treatment in developing countries: comparing different intervention types using meta-regression. *Environmental Science & Technology*, 43(23):8991–8997.
- Huo A et al. (1996). A simple filtration method to remove plankton-associated *Vibrio cholerae* in raw water supplies in developing countries. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(7):2508–2512.
- Hygiene Improvement Project (2006). *Summary of household water treatment and storage e-conference proceedings*. Washington, DC, Hygiene Improvement Project.
- Iijima Y et al. (2001). Prevention of bacterial diarrhoea by pasteurization of drinking-water in Kenya. *Microbiology and Immunology*, 45:413–416.
- IRC (2005). *Household water treatment FAQs*. Delft, Centre international de l'Eau et de l'Assainissement.
- Islam MF, Johnston RB (2006). Household pasteurization of drinking-water: the Chulli water-treatment system. *Journal of Health, Population and Nutrition*, 24(3):356–362.
- Jain S et al (2010). Sodium dichloroisocyanurate tablets for routine treatment of household drinking water in periurban Ghana: a randomized controlled trial. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 82(1):16–22.
- Jensen PK et al. (2004). Is there an association between bacteriological drinking-water quality and childhood diarrhoea in developing countries? *Tropical Medicine and International Health*, 9(11):1210–1215.
- Jevons C (1982). Ultraviolet systems in water treatment. *Effluent and Water Treatment*, 22:161–162.
- Jones K, Betaieb M, Telford DR (1990). Seasonal variation of thermophilic campylobacters in sewage sludge. *Journal of Applied Bacteriology*, 69:185–189.
- Joyce TM et al. (1996). Inactivation of faecal bacteria in drinking-water by solar heating. *Applied and Environmental Microbiology*, 62(2):399–402.
- Kaiser N et al. (2002). *2002 BSF evaluation report: Summary of all lab and field studies*. Soumis à Samaritan's Purse, Canada.
- Kehoe SC et al. (2004). Batch process solar disinfection is an efficient means of disinfecting drinking-water contaminated with *Shigella dysenteriae* Type I. *Letters in Applied Microbiology*, 38(5):410–414.
- Koenraad PMFJ et al. (1994). Survey of *Campylobacter* in sewage plants in the Netherlands. *Food Microbiology*, 11:65–73.
- Labbe R, Somers E, Duncan C (1976). Influence of starch source on sporulation and enterotoxin production by *Clostridium perfringens* type A. *Applied and Environmental Microbiology*, 31(3):455–457.
- Labbe RG, Rey DK (1979). Raffinose increases sporulation and enterotoxin production by *Clostridium perfringens* type A. *Applied and Environmental Microbiology*, 37(6):1196–1200.
- Lantagne D, Quick R, Mintz E (2006). *Household water treatment and safe storage options in developing countries: a review of current implementation practices*. Washington, DC, Woodrow Wilson International Center.
- Levin MM (2009). *Global enteric multi-center study. Diarrheal disease in infants and young children in developing countries*. Présentation au Forum mondial de la recherche sur les vaccins, Bamako, Mali.
- 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.
- Lonnen J et al. (2005). Solar and photocatalytic disinfection of protozoan, fungal and bacterial micro-organisms in drinking-water. *Water Research*, 239(5):877–883.
- Love DC, Sobsey MD (2007). Simple and rapid F+ coliphage culture, latex agglutination, and typing assay to detect and source track fecal contamination. *Applied and Environmental Microbiology*, 73(13):4110–4118.
- Luby S et al. (2001). A low-cost intervention for cleaner drinking-water in Karachi, Pakistan. *International Journal of Infectious Diseases*, 5:144–150.
- MacKenzie WR et al. (1994). A massive outbreak of *Cryptosporidium* in Milwaukee transmitted through public water supply. *New England Journal of Medicine*, 331:161–167.

- Maier RM, Pepper IL, Gerba CP (2000). *Environmental microbiology*. New York, 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.
- Mäusezahl D et al. (2009). Solar drinking water disinfection (SODIS) to reduce childhood diarrhoea in rural Bolivia: a cluster-randomized, controlled trial. *PLoS Medicine*, 6(8):e1000125.
- Méndez-Hermida F et al. (2005). Effect of batch process solar disinfection (SODIS) on the survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts in drinking-water. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(3):1653–1654.
- Metcalf & Eddy, Inc. (2003) *Wastewater engineering: treatment and reuse*. New York, McGraw Hill.
- Mintz E, Reiff F, Tauxe R (1995). Safe water treatment and storage in the home: a practical new strategy to prevent waterborne disease. *JAMA: Journal of the American Medical Association*, 273:948–953.
- Moe CL et al. (1991). Indicateurs bactériens du risque de maladie diarrhéique due à l'eau de boisson aux Philippines. *Bulletin de l'Organisation mondiale de la Santé*, 69(3) : 305-317.
- Mooijman KA et al. (2001). Optimisation of the ISO-method on enumeration of somatic coliphages. *Water Science and Technology*, 43(12):205–208.
- Mooijman KA et al. (2005). Enumeration of bacteriophages in water by different laboratories of the European Union in two interlaboratory comparison studies. *Journal of Virological Methods*, 127(1):60–68.
- Mor SM, Tzipori S (2008). Cryptosporidiosis in children in sub-Saharan Africa: a lingering challenge. *Clinical Infectious Diseases*, 47:915–921.
- Nieminski EC, Bellamy WD, Moss LR (2000). Using surrogates to improve plant performance. *Journal of the American Water Works Association*, 92(3):67–78.
- NRC (2004). *Indicators for waterborne pathogens*. Prepared by the Committee on Indicators for Waterborne Pathogens, National Research Council. Washington, DC, The National Academies Press.
- NSF (2003). *NSF Protocol P231: Microbiological water purifiers*. Ann Arbor, MI, NSF International (<http://www.nsf.org>).
- Oates PM et al. (2003). Solar disinfection (SODIS): simulation of solar radiation for global assessment and application for point-of-use water treatment in Haiti. *Water Research*, 37:47–54.
- Olsen A, Magnussen P, Anemana S (1997). Acceptabilité et efficacité d'un tissu en polyester comme filtre pour l'eau de boisson, dans un village d'endémie dracunculienne de la région Nord du Ghana. *Bulletin de l'Organisation mondiale de la Santé*, 75(5) : 449-452.
- Parashar UD et al. (2009). Global mortality associated with rotavirus disease among children in 2004. *Journal of Infectious Diseases*, 200(Suppl. 1):S9–S15.
- Parker AA et al. (2006). Sustained high levels of stored drinking-water treatment and retention of hand-washing knowledge in rural Kenyan households following a clinic-based intervention. *Epidemiology and Infection*, 134(5):1029–1036.
- 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.
- Payment P et al. (1985). Elimination of viruses and indicator bacteria at each step of treatment during preparation of drinking-water at seven water treatment plants. *Applied and Environmental Microbiology*, 49:1418–1428.
- Prüss A et al. (2002). Estimating the burden of disease from water, sanitation, and hygiene at a global level. *Environmental Health Perspectives*, 110(5):537–542.
- Rainey RC, Harding AK (2005). Drinking-water quality and solar disinfection: effectiveness in peri-urban households in Nepal. *Journal of Water and Health*, 3(3):239–248.
- Ramos F et al. (2005). High prevalence rate of *Entamoeba histolytica* asymptomatic infection in a rural Mexican community. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 73(1):87–91.
- Rangel JM et al. (2003). A novel technology to improve drinking-water quality: a microbiological evaluation of in-home flocculation and chlorination in rural Guatemala. *Journal of Water and Health*, 1(1):15–22.
- Reller ME et al. (2003). A randomized controlled trial of household-based flocculant–disinfectant drinking-water treatment for diarrhea prevention in rural Guatemala. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 64:411.
- Roberts M (2004). Field test of a silver-impregnated ceramic filter. In : *Actes de la 30^e conférence internationale du Centre de développement et d'ingénierie de l'eau (WEDC)*, Vientiane, République démocratique populaire lao. Leicestershire, Loughborough University, Water, Engineering and Development Centre.

- 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.
- Sartory DP et al. (1998). Evaluation of two media for the membrane filtration enumeration of *Clostridium perfringens* from water. *Letters in Applied Microbiology*, 27:323–327.
- 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.
- Schijven JF et al. (2003). Bacteriophages and *Clostridium* spores as indicator organisms for removal of pathogens by passage through saturated dune sand. *Water Research*, 37(9):2186–2194.
- Schmidt WP, Cairncross S (2009). Household water treatment in poor populations: is there enough evidence for scaling up now? *Environmental Science & Technology*, 43(4):986–992.
- Sobsey MD (1989). Inactivation of health-related microorganisms in water by disinfection processes. *Water Science and Technology*, 21(3):179–195.
- Sobsey M (2002). *Managing water in the home: accelerated health gains from improved water supply*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (WHO/SDE/WSH/02.07 ; http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/wsh0207/en/).
- Sobsey MD, Leland SE Jr (2001). Antiprotozoan and anthelmintic agents. In: Block SS, ed. *Disinfection, sterilization, and preservation*, 5th ed. New York, Lippincott Williams & Wilkins, pp. 641–657.
- Sobsey MD et al. (1995). *Male-specific coliphages as indicators of viral contamination in drinking-water*. Denver, CO, AWWA Research Foundation, 150 pp.
- Sobsey MD et al. (2004). Development and evaluation of methods to detect coliphages in large volumes of water. *Water Science and Technology*, 50(1):211–217.
- Souter PF et al. (2003). Evaluation of a new water treatment for point-of-use household applications to remove microorganisms and arsenic from drinking-water. *Journal of Water and Health*, 1(2):73–84.
- Spinks A et al. (2006). Thermal inactivation of water-borne pathogenic and indicator bacteria at sub-boiling temperatures. *Water Research*, 40:1326–1332.
- 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.
- Stauber CE et al. (2006). Characterisation of the biosand filter for *E. coli* reductions from household drinking-water under controlled laboratory and field use conditions. *Water Science and Technology*, 54(3):1–7.
- Stauber CE et al. (2009). A randomized controlled trial of the concrete biosand filter and its impact on diarrheal disease in Bonao, Dominican Republic. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 80(2):286–293.
- Steiner TS et al. (1997). Protozoal agents: what are the dangers for the public water supply? *Annual Review of Medicine*, 48:329–340.
- Stelzer W (1988). [Détection de *Campylobacter jejuni* et *C. coli* dans les eaux usées.] *Zentralblatt für Mikrobiologie*, 143(1) : 47-54 (en allemand).
- Thompson T et al. (2007). *Chemical safety of drinking-water: assessing priorities for risk management*. Genève, Organisation mondiale de la Santé (http://whqlibdoc.who.int/publications/2007/9789241546768_eng.pdf).
- Thurston-Enriquez JA et al. (2003). Inactivation of feline calicivirus and adenovirus type 40 by UV radiation. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(1):577–582.
- Tzipori S, Widmer G (2008). A hundred-year retrospective on cryptosporidiosis. *Trends in Parasitology*, 24(4):184–189.
- PNUE/GEMS (2008). *Qualité de l’eau pour les écosystèmes et la santé humaine*, 2^e ed. Burlington, Ontario, Programme relatif à l’eau du système mondial de surveillance continue de l’environnement du Programme des Nations Unies pour l’Environnement (http://www.unwater.org/wwd10/downloads/water_quality_human_health.pdf).
- UNICEF, OMS (2009). *Diarrhoea : why children are still dying and what can be done*. New York, Fonds des Nations Unies pour l’Enfance ; Genève, Organisation mondiale de la Santé (http://whqlibdoc.who.int/publications/2009/9789241598415_eng.pdf).
- USEPA (1987). *Guide standard and protocol for testing microbiological water purifiers*. Washington, DC, Agence de Protection de l’Environnement des États-Unis, Office of Drinking Water.
- USEPA (2001a). *Method 1601: Male-specific (F+) and somatic coliphages in water by two-step enrichment procedure*. Washington, DC, Agence de Protection de l’Environnement des États-Unis.
- USEPA (2001b). *Method 1602: Male-specific (F+) and somatic coliphages in water by single agar layer (SAL) procedure*. Washington, DC, Agence de Protection de l’Environnement des États-Unis.

- USEPA (2002a). *Method 1603: Escherichia coli (E. coli) in water by membrane filtration using modified membrane-thermotolerant Escherichia coli agar (modified mTEC)*. Washington, DC, Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis.
- USEPA (2002b). *Method 1604: Total coliforms and Escherichia coli in water by membrane filtration using a simultaneous detection technique (MI medium)*. Washington, DC, Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis.
- Vargas M et al. (2004). Etiology of diarrhea in children less than five years of age of Ifakara, Tanzania. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 70(5):536–539.
- Venczel LV et al. (1997). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts and *Clostridium perfringens* spores by a mixed-oxidant disinfectant and by free chlorine. *Applied and Environmental Microbiology*, 63(4):1598–1601.
- Verhille S et al. (2003). Indigenous bacterial spores as indicators of *Cryptosporidium* inactivation using chlorine dioxide. *Journal of Water and Health*, 1(2):91–100.
- Waddington H et al. (2009). *Water, sanitation and hygiene interventions to combat childhood diarrhoea in developing countries*. International Initiative for Impact Evaluation (Revue de synthèse 001; <http://www.3ieimpact.org/admin/pdfs2/17.pdf>).
- Ward HM (1893). Further experiments on the action of light on *Bacillus anthracis*. *Actes de la Royal Society*, 53:23–45.
- OMS (2005). *Manuel de sécurité biologique en laboratoire*, 3^e éd. Genève, Organisation mondiale de la Santé (http://www.who.int/csr/resources/publications/biosafety/WHO_CDS_CSR_LYO_2004_11/en/).
- OMS (2006). *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères. Volume 2 : Utilisation des eaux usées en agriculture*. Genève, Organisation mondiale de la Santé.
- OMS (2009). Clarification note following Guidelines Review Committee meeting of 6 May 2009 and informal 4 June 2009 meeting with Guidelines for Drinking-water Quality Review Committee Secretariat.
- OMS (2011). *Guidelines for drinking-water quality*, 4th ed. Genève, Organisation mondiale de la Santé.
- Wilson B (1992). *Coliphage MS-2 as UV water disinfection efficacy test surrogate for bacterial and viral pathogens*. Contribution présentée à la Water Quality Technology Conference de l'American Water Works Association (AWWA), Denver, CO.
- Wolfe RL (1990). Ultraviolet disinfection of potable water: current technology and research. *Environmental Science & Technology*, 26(6):768–773.
- Wongstitwilairoong B et al. (2007). Intestinal parasitic infections among pre-school children in Sangkhlaburi, Thailand. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 76(2):345–350.
- Yongsi HBN (2008). Pathogenic microorganisms associated with childhood diarrhea in low-and-middle income countries: case study of Yaoundé-Cameroon. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 5:213–229.

APPENDICE 1. ETABLISSEMENT DES OBJECTIFS EN TERMES DE PERFORMANCES MICROBIOLOGIQUES

A1.1 Évaluation quantitative des risques microbiens (QMRA)

La QMRA s'inspire des progrès réalisés dans l'évaluation des risques chimiques, les relations dose-réponse pour les agents pathogènes microbiens et l'épidémiologie des maladies infectieuses pour prédire les risques sanitaires associés à l'exposition à de tels agents. Cet appendice fournit des informations générales sur les méthodes servant à identifier et quantifier les risques sanitaires résultant de l'exposition aux agents pathogènes présents dans l'eau de boisson et sur la détermination et l'identification des objectifs sanitaires pour les méthodes de traitement de l'eau. Il est important de noter que la QMRA est une méthodologie en évolution qui, en l'absence de données pertinentes, repose sur des hypothèses telles que les concentrations de fond d'agents pathogènes dans l'eau non traitée. Les données de type dose-réponse utilisées pour déterminer les constantes appliquées dans les calculs de la QMRA sont tirées d'études très contrôlées, dans lesquelles des sujets sains reçoivent une concentration connue d'agents pathogènes spécifiques dont on évalue ensuite soigneusement les effets sanitaires.

A1.2 Agents pathogènes de référence

La bactérie *Campylobacter jejuni*, les rotavirus et le protozoaire parasite *Cryptosporidium* sont d'importants agents pathogènes de référence véhiculés par l'eau, qui sont mentionnés dans les GDWQ (OMS, 2011) et sont utilisés pour définir des objectifs de performances. Les agents pathogènes objectifs de référence ont été choisis de manière à représenter les classes d'agents pathogènes présentes dans l'eau (bactéries, virus, protozoaires) en fonction de leur occurrence, de leur concentration et de leur impact sanitaire. Il s'agit de germes largement présents parmi les populations humaines et dans l'eau contaminée par des matières fécales partout dans le monde et dont les relations dose-réponse et la présence dans l'eau sont relativement bien caractérisées, ce qui permet de les utiliser comme objectifs pour estimer les risques sanitaires associés à l'existence dans l'eau de bactéries, de virus et de protozoaires.

Ces micro-organismes seront utilisés dans les modèles et les analyses QMRA pour estimer les effets potentiels sur la santé de l'ingestion d'un certain nombre de germes de chacune de ces classes au cours du temps. Il est possible de mettre à l'épreuve les méthodes de TDE à l'aide de ces micro-organismes ou d'autres servant de substituts en vue de calculer les réductions logarithmiques décimales qui serviront à déterminer les expositions par le biais de l'eau pour le modèle d'évaluation des risques. Le lecteur trouvera des informations complémentaires sur chacun des agents pathogènes de référence dans les fiches d'information par germe figurant au chapitre 11 des GDWQ (OMS, 2011).

A1.2.1 *Campylobacter jejuni*

Les bactéries du genre *Campylobacter* font partie des agents étiologiques bactériens les plus courants des gastroentérites aiguës partout dans le monde (Acheson & Allos, 2001). Elles sont excrétées en fortes concentrations dans les selles par les êtres humains et les animaux infectés, sont infectieuses pour l'homme en relativement faibles nombres et sont parfois à l'origine de troubles neurologiques sévères à la suite d'une infection

entérique (syndrome de Guillain-Barré). Dans de nombreuses parties du monde, les espèces *Campylobacter* sont très présentes chez les animaux d'élevage, et en particulier chez la volaille, les bovins, les porcs et les ovins. *Campylobacter jejuni* est l'espèce de *Campylobacter* la plus fréquemment isolée en association avec une infection humaine, et sa transmission par le biais de l'eau a été attestée.

A1.2.2 Rotavirus

Les rotavirus sont considérés comme la cause la plus courante dans le monde de gastroentérite et de mortalité résultante chez le nourrisson, entraînant jusqu'à 527 000 décès (soit 29 % de l'ensemble des décès dus à des diarrhées) par an (Parashar et al., 2009). Ils sont excrétés à fortes concentrations dans les selles des personnes infectées et sont infectieux pour l'homme à relativement faibles doses. Par ailleurs, il existe de nombreuses espèces de rotavirus infectant l'homme, et des infections répétées sont possibles en raison du manque de protection croisée entre les souches ou les sous-types et de la courte durée de la période d'immunité. La plupart des rotavirus font l'objet d'une transmission interhumaine ou par le biais d'aérosols, mais l'infection par une eau contaminée par des matières fécales est une autre voie de transmission possible. Comme les autres virus, les rotavirus sont relativement résistants, voire insensibles à certains procédés de traitement de l'eau.

A1.2.3 *Cryptosporidium*

Cryptosporidium est un agent pathogène préoccupant partout dans le monde. C'est l'agent étiologique des maladies diarrhéiques infanto-juvéniles en Afrique et en Asie (Levin, 2009) et de la principale flambée de maladies entériques survenue aux États-Unis d'Amérique en 1993 (MacKenzie et al., 1994). En outre, il a été démontré que ce protozoaire était l'une des principales causes d'infection et de maladie chez les personnes vivant avec le VIH/sida (Ghimire, Sapkota & Manandhar, 2004 ; Mor & Tzipori, 2008) dans les contextes de forte charge de morbidité. *Cryptosporidium* spp. infectent une grande variété d'animaux ainsi que l'espèce humaine. Parmi les espèces de *Cryptosporidium* infectant l'homme, on trouve *C. hominis*. Les oocystes de *Cryptosporidium* spp. excrétés dans les selles sont relativement stables et persistants dans l'environnement. On les trouve donc fréquemment dans les eaux contaminées par des matières fécales partout dans le monde. Ces oocystes sont relativement résistants aux désinfectants chimiques tels que le chlore, sont infectieux à relativement faibles doses et sont à l'origine d'infections graves et persistantes chez les personnes immunodéprimées. *Cryptosporidium parvum* et *C. hominis* font partie des agents pathogènes véhiculés par l'eau les plus importants (Steiner et al., 1997 ; Chappell et al., 2006 ; Tzipori & Widmer, 2008).

A1.3 Estimation des concentrations par défaut d'agents pathogènes

Les objectifs de performances microbiologiques sont définis en termes de réduction des concentrations de micro-organismes dans l'eau de boisson à un niveau correspondant à un risque acceptable et reposent donc sur des hypothèses à propos de la concentration de fond de certains agents pathogènes (par classe) dans l'eau.

Une estimation prudente des concentrations potentielles d'agents pathogènes dans l'eau non traitée peut être établie à partir d'estimations des concentrations de ces agents dans les eaux usées, dans lesquelles leur présence et leur répartition ont été relativement mieux caractérisées par comparaison avec les ressources en eau environnementales. Cela tient partiellement au fait que les agents pathogènes sont relativement plus difficiles à détecter, quantifier et identifier dans les approvisionnements classiques en eau de boisson, dans lesquelles ils sont présents à des concentrations très diluées. Leur présence varie dans l'espace et dans le temps parmi les populations humaines et animales. Dans des populations et des zones géographiques données, certains agents pathogènes sont parfois rares, voire totalement absents, et d'autres sont présents en permanence, mais à des concentrations variables, qui dépendent de la proportion de la population infectée. Les Tableaux A1.1 et A1.2 fournissent des estimations des concentrations agents pathogènes de référence dans les selles et dans les eaux usées domestiques et municipales.

Tableau A1.1. Estimations de la présence d'agents pathogènes de référence dans les eaux usées

Agent pathogène de référence	Nombre par gramme de fèces ^a	Nombre total excrété par jour et par personne infectée ^b	% de la population excréteur cet agent ^c	Nombre estimé par litre d'eaux usées ^d	Autres valeurs rapportées dans les eaux usées (nombres par litre)	Références
<i>Campylobacter jejuni</i>	1 × 10 ⁶	1 × 10 ⁸	10	10 000	32 000–500 000	Stelzer (1988) ; Jones, Betaieb & Telford (1990) ; Stampi et al. (1992) ; Koenraad et al. (1994)
Rotavirus	1 × 10 ⁹	1 × 10 ¹¹	1–10	100–100 000 ^e	1000–90 700	Gerba et al. (1996) ; AWWA (1999)
<i>Cryptosporidium</i>	1 × 10 ⁷	1 × 10 ⁹	1	1000	Jusqu'à 10 000	Feachem et al. (1983) ; Metcalf & Eddy, Inc. (2003) ; Bitton (2005)

^a Comme indiqué dans la littérature ou estimé d'après les meilleures données disponibles.

^b D'après les hypothèses de Feachem et al. (1983) selon lesquelles les personnes de plus de 15 ans excrètent 150 g de fèces par jour et celles de moins de 15 ans 75 g de fèces par jour et que deux tiers des personnes infectées ont moins de 15 ans, l'excrétion moyenne résultante serait de 100 g de fèces par personne infectée et par jour.

^c Comme l'ont estimé Feachem et al. (1983) dans leur hypothétique « communauté tropicale de 50 000 personnes dans un pays en développement ». Cela ne serait pas représentatif d'une situation de flambée dans laquelle une plus forte proportion de la population excréterait ce germe.

^d Moyennant les hypothèses suivantes : 100 litres d'eaux usées par personne et par jour, taux d'inactivation des germes de 90 % en un court laps de temps.

^e Données disponibles limitées. Les moyennes arithmétiques des concentrations rapportées dans les eaux usées vont de moins de 100 à 90 700 (Gerba et al., 1996). Le modèle d'évaluation des risques suppose la présence de 1000 rotavirus par litre d'eaux usées.

Tableau A1.2. Exemple : présence de certains indicateurs et agents pathogènes dans les fèces, les eaux usées et l'eau brute^a

Micro-organisme	Nombre par gramme de fèces	Nombre par litre d'eaux usées non traitées	Nombre par litre d'eau brute
Coliformes fécaux (<i>Escherichia coli</i> et <i>Klebsiella</i>)	10 ⁷ (principalement non pathogènes)	10 ⁶ –10 ¹⁰	100–100 000
<i>Campylobacter</i> spp.	10 ⁶	100–10 ⁶	100–10 000
<i>Vibrio cholerae</i> ^b	10 ⁶	100–10 ⁶	100–10 ⁸
Entérovirus	10 ⁶	1–1000	0.01–10
Rotavirus	10 ⁹	50–5000	0.01–100
<i>Cryptosporidium</i>	10 ⁷	1–10 000	0–1000
<i>Giardia intestinalis</i>	10 ⁷	1–10 000	0–1000

^a Les données locales seront variables.

^b *Vibrio* peut se multiplier dans un environnement aquatique.

Source : données extraites du document OMS (2011), qui cite les sources d'informations suivantes : Feachem et al. (1983) ; Stelzer (1988) ; Jones, Betaieb & Telford (1990) ; Stampi et al. (1992) ; Koenraad et al. (1994) ; Gerba et al. (1996) ; AWWA (1999) ; Maier, Pepper & Gerba (2000) ; Metcalf & Eddy, Inc. (2003) ; Bitton (2005) ; Lodder & de Roda Husman (2005) ; Schijven & de Roda Husman (2006) ; Masini et al. (2007) ; Rutjes et al. (2009) ; Lodder et al. (2010).

Les valeurs numériques des concentrations estimées d'agents pathogènes inscrites dans ces tableaux doivent être considérées comme indicatives et non comme exactes. De nombreux facteurs contribuent à la variabilité des concentrations des bactéries indicatrices fécales comme à celle des agents pathogènes dans les fèces, les eaux usées et les ressources en eau environnementales. Parmi ces facteurs figurent la consommation d'eau par jour et par habitant, le régime alimentaire et d'autres paramètres influant sur l'excrétion fécale par habitant, ainsi que des facteurs saisonniers, tels que le degré d'hygrométrie, pouvant faire varier l'ampleur de la maladie (et l'excrétion) ainsi que la concentration de matières fécales dans les eaux usées.

À l'aide du Tableau A1.1 et en supposant que l'eau non traitée et non caractérisée contient 0,01 % d'eaux usées, on a estimé les concentrations de fond des agents pathogènes de référence pour calculer les réductions logarithmiques décimales.

Le Tableau A1.3 présente le calcul des réductions logarithmiques décimales nécessaires pour atteindre le niveau de risque de référence de l'OMS de 10⁻⁶ DALY par personne et par an (« hautement protecteur »). Le Tableau A1.4 présente le calcul de la réduction logarithmique nécessaire pour obtenir une performance « protectrice », correspondant à un niveau de risque de référence de 10⁻⁴ DALY par personne et par an.

Tableau A1.3. Exemple : calcul des valeurs nécessaires des réductions microbiennes logarithmiques décimales pour atteindre le niveau de risque de référence de l'OMS « hautement protecteur » de 1×10^{-6} DALY par personne et par an

	Unités	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Campylobacter jejuni</i>	Rotavirus
Qualité de l'eau brute (C_R), supposée	Organismes par litre	0,1	1	1
Efficacité du traitement nécessaire pour atteindre le risque tolérable (PT)	Réduction logarithmique décimale nécessaire	3,88	3,98	4,96
Qualité de l'eau de boisson (C_D)	Organismes par litre	$1,32 \times 10^{-5}$	$1,05 \times 10^{-4}$	$1,10 \times 10^{-5}$
Consommation d'eau de boisson (V)	Litres par personne et par jour	1	1	1
Exposition par le biais de l'eau de boisson (E)	Organismes ingérés par jour	$1,34 \times 10^{-5}$	$1,04 \times 10^{-4}$	$1,10 \times 10^{-5}$
Dose-réponse (r)	Probabilité d'infection par organisme	0,20	0,019	0,59
Risque d'infection ($P_{inf,d}$)	Par jour	$2,67 \times 10^{-6}$	$1,99 \times 10^{-6}$	$6,53 \times 10^{-6}$
Risque d'infection ($P_{inf,y}$)	Par an	$9,74 \times 10^{-4}$	$7,25 \times 10^{-4}$	$2,38 \times 10^{-3}$
Risque de maladie diarrhéique après infection ($P_{ill inf}$)		0,7	0,3	0,5
Risque de maladie diarrhéique (P_{ill})	Par an	$6,82 \times 10^{-4}$	$2,18 \times 10^{-4}$	$1,19 \times 10^{-3}$
Charge de morbidité (db)	DALY par cas	$1,47 \times 10^{-3}$	$4,60 \times 10^{-3}$	$1,40 \times 10^{-2}$
Fraction sensible (f_s)	Pourcentage de la population	100%	100%	6%
Charge de morbidité (DB)	DALY par an	1×10^{-6}	1×10^{-6}	1×10^{-6}
Formules	$C_D = C_R \div 10^{PT}$ $E = C_D \times V$ $P_{inf,d} = E \times r$ $P_{ill} = P_{inf,y} \times P_{ill inf}$ $DB = P_{ill} \times db \times f_s \div 100$			

Source : adapté d'après OMS (2011). Dans ce Tableau, on a adopté pour le format et les calculs la même approche que celle décrite dans les GDWQ.

Tableau A1.4. Exemple : calcul des réductions microbiennes logarithmiques décimales que doit réaliser la méthode de traitement pour que soit atteint le niveau de risque de référence « protecteur » de l'OMS de 1×10^{-4} DALY par personne et par an

	Unités	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Campylobacter jejuni</i>	Rotavirus
Qualité de l'eau brute (C_R), supposée	Organismes par litre	0,1	1	1
Efficacité du traitement nécessaire pour atteindre le niveau de risque tolérable (PT)	Réduction logarithmique décimale nécessaire	1,85	1,97	2,90
Qualité de l'eau de boisson (C_D)	Organismes par litre	0,00140	0,0108	0,00126
Consommation d'eau de boisson (V)	Litres par jour	1	1	1
Exposition par le biais de l'eau de boisson (E)	Organismes ingérés par jour	$1,40 \times 10^{-3}$	$1,08 \times 10^{-2}$	$1,26 \times 10^{-3}$
Dose-réponse (r)	Probabilité d'infection par organisme	0,20	0,019	0,59
Risque d'infection ($P_{inf,d}$)	Par jour	$2,80 \times 10^{-4}$	$2,07 \times 10^{-4}$	$7,49 \times 10^{-4}$
Risque d'infection ($P_{inf,y}$)	Par an	0,097	0,073	0,24
Risque de maladie diarrhéique après infection ($P_{ill inf}$)		0,7	0,3	0,5
Risque de maladie diarrhéique (P_{ill})	Par an	0,068	0,022	0,12
Charge de morbidité (db)	DALY par cas	$1,47 \times 10^{-3}$	$4,60 \times 10^{-3}$	$1,40 \times 10^{-2}$
Fraction sensible (f_s)	Pourcentage de la population	100%	100%	6%
Charge de morbidité (DB)	DALY par an	1×10^{-4}	1×10^{-4}	1×10^{-4}
Formulæe	$C_D = C_R \div 10^{PT}$ $E = C_D \times V$ $P_{inf,d} = E \times r$			
	$P_{ill} = P_{inf,y} \times P_{ill inf}$ $DB = P_{ill} \times db \times f_s \div 100$			

Source : adapté d'après OMS (2011). Dans ce Tableau, on a adopté pour le format et les calculs la même approche que celle décrite dans les GDWQ.

A1.4 Objectifs de performances provisoires

Les objectifs « provisoires » sont définis à l'intention des pays qui supportent une forte charge de morbidité, où la qualité de l'eau de boisson est médiocre et où l'on s'attend à ce que des améliorations incrémentales de la réduction des agents pathogènes entraînent des progrès significatifs en matière de santé. Historiquement, de tels progrès ont été mis en évidence à la suite d'améliorations modestes de la qualité de l'eau

de boisson comme l'indiquent des réductions des espèces bactériennes indicatrices comprises dans la plage 90-99 % (Frankland, 1885 ; Hazen, 1900 ; Baker, 1948). Par exemple, des essais épidémiologiques sur le terrain indiquent que la mise en œuvre de méthodes de TDE permettant d'atteindre les objectifs de performances « provisoires » peut s'accompagner de réductions mesurables des maladies diarrhéiques chez les consommateurs de l'eau traitée, par comparaison avec les personnes consommant une autre eau (Brown, Sobsey & Loomis, 2008). En outre, dans certains cas, comme celui de la désinfection par le chlore libre (qui est inefficace contre *Cryptosporidium*), les preuves fournies par de nombreux essais sur le terrain révèlent un effet protecteur contre les maladies diarrhéiques (Arnold & Colford, 2007). Sur l'ensemble des méthodes de traitement, les réductions du risque de maladie diarrhéique relevées par des études épidémiologiques brèves sur le terrain portant sur des interventions de type TDE se situent souvent dans l'intervalle 15-50 % (Clasen et al., 2007 ; Waddington et al., 2009), dont la limite inférieure correspond aux situations où les études font appel à des méthodes plus rigoureuses pour limiter les biais ou dans lesquelles l'eau de boisson existante est d'assez bonne qualité. D'après ces résultats, il semble que ces méthodes puissent réduire les charges de morbidité et servir de mesure préventive temporaire contre les maladies avant que des méthodes domestiques ou collectives de traitement de l'eau plus efficaces soient mises en place.

Les méthodes appliquées pour atteindre l'objectif provisoire peuvent être moins performantes sur l'une des classes d'agents pathogènes, tout en parvenant à fournir des réductions qui réalisent au minimum l'objectif sanitaire de 10^{-4} DALY pour deux des trois classes d'agents pathogènes. De plus, pour atteindre ce niveau « provisoire », il doit être attesté par des preuves épidémiologiques que ces méthodes permettent de réduire notablement la fréquence des maladies diarrhéiques. Les critères définissant une preuve épidémiologique crédible ne sont pas évoqués dans ce document. Il importe cependant de noter que dans une perspective normative mondiale (c'est-à-dire devant tenir compte des conditions locales variables), il est préférable que les méthodes mises en œuvre soient efficaces contre les trois classes d'agents pathogènes. Une approche de type multibarrières, présentée plus en détail dans l'appendice 2, doit être envisagée en cas de mauvaises performances contre une classe d'agents pathogènes.

A1.5 Utilisation des données locales pour calculer les objectifs en termes de performances microbiologiques

Il est possible d'utiliser les données locales pour établir les critères de réduction logarithmique décimale permettant d'atteindre les objectifs sanitaires en faisant appel à un cadre exposé dans le chapitre 7 des GDWQ. Si ces données doivent servir à définir des critères de performances sur la base d'un risque tolérable à viser pour des zones localisées, elles doivent rendre compte de la variabilité saisonnière et géographique des aspects relatifs aux bactéries, aux virus et aux protozoaires, idéalement pour les micro-organismes de référence (*Campylobacter jejuni*, rotavirus et *Cryptosporidium*). En l'absence de données ou lorsque les données existantes sont insuffisamment détaillées, les valeurs par défaut spécifiées dans ce document peuvent être employées (voir Tableau A1.1 ci-dessus). Il convient, si possible, d'utiliser des données concernant les agents pathogènes objectifs spécifiques lorsque l'intervention de TDE est destinée à prévenir l'exposition à certains agents pathogènes particuliers, plutôt qu'à l'ensemble de ceux pouvant être présents (en cas de flambée de choléra, par exemple). Les données sur

les concentrations de fond doivent être suffisantes pour estimer de manière fiable la moyenne ou la médiane des concentrations microbiennes, ainsi que l'ampleur de leur variabilité (exprimée sous forme d'écart type et d'intervalle de confiance à 95 %) et leurs valeurs extrêmes. Ces données doivent comprendre les résultats de relevés pendant les périodes de plus grande vulnérabilité à la contamination et probablement de plus grand risque (temps humide, effets de sources de contamination fécale connues comme les rejets périodiques d'eaux usées et autres facteurs spécifiques au site qui augmentent la contamination fécale). Les programmes nationaux de certification ou de test des méthodes de traitement peuvent fixer des exigences locales sur la base des principes QMRA présentés dans ce document et des données microbiennes locales. Les programmes de certification nationaux peuvent aussi choisir d'émettre des hypothèses sur les valeurs de fond des paramètres de qualité de l'eau (numérations pour les trois classes d'agents pathogènes présents dans l'eau non traitée) reposant sur des données de surveillance représentatives provenant d'enquêtes locales, régionales ou nationales.

APPENDICE 2. PROTOCOLES DE TEST SPÉCIFIQUES AUX DIFFÉRENTES MÉTHODES DE TRAITEMENT PERMETTANT D'ÉVALUER LEURS PERFORMANCES EN MATIÈRE DE TDE

A2.1 Base pour l'élaboration et la mise en œuvre de tests spécifiques aux différentes méthodes de traitement

Avant d'entreprendre des tests en laboratoire, il faut disposer de programmes clairs pour évaluer les méthodes de traitement, ainsi que d'un cadre réglementaire et exécutif adapté au paysage institutionnel local. Des protocoles stricts et des mesures standard, pouvant être communiqués efficacement à toutes les parties prenantes, sont nécessaires.

Tandis que les objectifs sanitaires en termes de performances affectés aux méthodes de traitement en fonction du risque tolérable sont des mesures standard pouvant être adoptées à l'échelle internationale, les programmes de test et les exigences spécifiques s'appliquant aux différentes méthodes peuvent varier en fonction des ressources et des besoins locaux. Le présent document est destiné à fournir une base pour l'élaboration de ces directives et protocoles.

Les programmes de vérification doivent s'intégrer à une structure institutionnelle bien pensée. Les programmes de vérification nationaux doivent examiner :

- l'acceptabilité et l'applicabilité des données de performances microbiologiques ou épidémiologiques existantes pour l'approbation locale des méthodes de traitement à utiliser ;
- la portée et la teneur des protocoles de test ;
- l'approbation des protocoles de test spécifiques aux différentes méthodes ;
- l'autorité de réglementation ;
- l'application des normes et des règles d'étiquetage ;
- l'étiquetage des produits ;
- l'exécution à titre volontaire ou obligatoire du programme ;
- les règles régissant le rapport et le contrôle de la qualité des données ;
- la certification des laboratoires de test et les critères nécessaires à une vérification indépendante ;
- la recertification des produits ;
- la publication et la diffusion des résultats pour entretenir la transparence ;
- le coût des tests et la partie devant les prendre en charge ;
- les règles de réciprocité reconnaissant d'autres programmes de test.

Bien que ces facteurs et d'autres n'entrent pas dans le champ d'application de ce document, ils sont très importants pour la réalisation avec succès d'une évaluation nationale des performances des méthodes de TDE, également appelée dans certains pays « programme de vérification des méthodes de traitement ». L'expérience acquise avec le projet Bangladesh Environmental Technology Verification – Support to Arsenic Mitigation (BETV-SAM) (<http://www.betv-sam.org/>) laisse à penser qu'un programme national d'évaluation et de vérification des performances des méthodes de traitement de l'eau peut être mis au point en coopération avec des parties prenantes appartenant

à l'ensemble du secteur et avec l'appui du secteur privé. Si ce programme présentait quelques limites, et notamment ses coûts et les difficultés permanentes pour mettre à jour les vérifications après des améliorations des dispositifs, il peut transmettre des « enseignements » aux autres programmes de vérification des technologies environnementales au niveau national.

A2.2 Principes directeurs et facteurs à prendre en compte dans la mise au point des protocoles de test pour les méthodes de TDE

La démarche générale pour élaborer et mettre en œuvre les tests spécifiques aux différentes méthodes peut se résumer comme suit : identification des méthodes de traitement candidates, mise à l'épreuve en laboratoire de ces méthodes contre les contaminants auxquels on s'intéresse, autres tests et considérations. Ces étapes sont décrites plus en détail ci-après :

- 1) *Identification des méthodes de traitement candidates.* Une large palette de dispositifs et de méthodes de TDE est maintenant disponible à travers le monde. Ces méthodes diffèrent par leur coût, leur disponibilité, leur efficacité et de nombreux autres facteurs. Le choix des méthodes candidates pour un programme de vérification relevant d'une entreprise, d'un groupe commercial ou d'une organisation non gouvernementale, ou encore multilatéral, peut s'effectuer en fonction des preuves locales ou internationales, de la disponibilité de ces méthodes au plan local ou de leur intérêt individuel. Un tri préliminaire des méthodes à l'aide d'éléments d'évaluation simples et localement pertinents peut être utile pour sélectionner celles que l'on soumettra à la suite des tests.
- 2) *Mise à l'épreuve en laboratoire pour déterminer l'efficacité contre des contaminants présentant un intérêt.* Le traitement domestique de l'eau étant spécifiquement destiné à réduire la présence d'agents pathogènes, il est essentiel de tester l'efficacité microbiologique des méthodes de traitement pour protéger leurs utilisateurs finaux. Des degrés recommandés d'élimination des agents pathogènes et une stratégie générale pour la vérification des méthodes sont présentés dans ce document. Les protocoles de test en laboratoire, de contrôle de la qualité des données et de rapport doivent être mis au point au plan local et peuvent s'appliquer spécifiquement à une méthode de traitement.
- 3) *Autres tests, le cas échéant, en fonction des conditions nationales.* Certaines des considérations supplémentaires pouvant intervenir au niveau local dans la vérification des méthodes de traitement sont exposées à l'appendice 3. L'utilité du TDE dans la protection de la santé publique dépendant de la couverture par ce traitement, de son usage continu et correct et de son efficacité sur le long terme dans une série de conditions, d'autres facteurs susceptibles d'influer sur sa durabilité sont parfois pris en compte dans les programmes locaux de vérification des méthodes. Les éléments d'évaluation et les protocoles doivent être localement pertinents et élaborés selon qu'il convient par les parties prenantes.

Si l'on envisage spécifiquement de mettre au point des protocoles de test pour les méthodes de TDE, il convient de prendre en considération plusieurs principes importants, soulignés ci-après :

- *Les protocoles doivent conduire à l'obtention de données qui démontrent l'efficacité des méthodes de TDE contre les bactéries, les virus et les protozoaires.* Dans l'idéal, ces méthodes doivent faire la preuve de leur efficacité contre toutes les classes d'agents pathogènes véhiculés par l'eau. Si deux classes seulement de pathogènes sont éliminées efficacement, il faut que la méthode concernée apporte des bénéfices sanitaires démontrés pour atteindre l'objectif « provisoire ». Pour des explications plus détaillées, se reporter à la partie 2.3 du texte principal.
- *Dans la mesure du possible, il convient d'utiliser ou d'adapter les protocoles de test existants.* Un certain nombre de protocoles pour tester sur le plan microbiologique les méthodes de traitement de l'eau existent et peuvent être localement applicables. Les protocoles publiés par l'Environmental Protection Agency (USEPA) des États-Unis d'Amérique et NSF International (NSF)/l'American National Standards Institute (ANSI) (USEPA, 1987 ; NSF, 2003) sont rigoureux sous l'angle méthodologique et, s'ils sont correctement appliqués, peuvent fournir des données de performances microbiologiques scientifiquement crédibles.
- *Des méthodes différentes peuvent nécessiter des démarches distinctes pour démontrer leurs performances.* La grande variété des options de TDE actuellement en usage restreint l'utilité des efforts pour définir un protocole de test standardisé unique.
- *Les protocoles doivent être à la fois rigoureux et flexibles.* Il doit exister des options pour adapter les protocoles à de nouvelles méthodes de traitement à d'autres micro-organismes de test et à différents contextes, dans la mesure où ils continuent de fournir des preuves scientifiques crédibles.
- *Les tests en laboratoire doivent modéliser fidèlement la mise en œuvre réelle sur le terrain.* Les tests de performances dans des conditions simulées d'utilisation sur le terrain peuvent fournir des données permettant une estimation plus rapprochée de l'efficacité à long terme dans une mise en œuvre domestique réelle.
- *Les protocoles peuvent être élaborés ou adaptés au niveau local.* Les capacités de laboratoire et les moyens humains sont variables. Les protocoles ne sont d'aucune utilité s'ils ne sont pas applicables avec les ressources et les contraintes locales. Les protocoles proposés dans ce document tiennent particulièrement compte de ces aspects et peuvent être exécutés avec des capacités d'analyse microbiologique rudimentaires. Les protocoles élaborés localement pour démontrer les performances des méthodes de traitement peuvent être plus adaptés aux conditions locales. Il convient de mettre au point au niveau local des modes opératoires standardisés pour les activités et le rapport des résultats de laboratoire.

- *Les protocoles doivent s'intégrer à un cadre institutionnel approprié.* Les résultats des tests de performances des méthodes de traitement doivent être interprétés localement et être suivis d'effet de manière à ce que les utilisateurs bénéficient des informations générées par les programmes de test. Le processus de conception et de mise en œuvre des programmes de vérification des méthodes de traitement est complexe et tire parti des apports de diverses parties prenantes.

Les procédures de test pour caractériser ou vérifier les performances des méthodes doivent porter sur une série de paramètres opérationnels clés dont on sait qu'ils influent sur l'efficacité de la réduction microbienne. Ces tests doivent représenter une mise à l'épreuve raisonnable de l'efficacité des méthodes de traitement contre des agents pathogènes microbiens présents dans l'eau. Certains des paramètres clés connus pour affecter les performances des méthodes de TDE sont mentionnés dans le Tableau A2.1. Ces facteurs doivent être pris en compte dans l'élaboration ou la mise en œuvre des protocoles de test spécifiques à des méthodes de traitement.

A2.3 Sélection des méthodes de traitement candidates

Les études des méthodes de traitement domestique et de stockage sans risque de l'eau ont fait progresser les connaissances sur les aspects pratiques de ces interventions et leurs applications (Sobsey, 2002 ; IRC, 2005 ; Hygiene Improvement Project, 2006 ; Lantagne, Quick & Mintz, 2006). Les méthodes physiques de traitement de l'eau à petite échelle incluent le passage à l'ébullition, le chauffage (à l'aide d'un combustible ou solaire), la filtration, la sédimentation et l'irradiation par des rayons ultraviolets (UV) (solaires ou émis par une lampe à UV). Parmi les méthodes chimiques, on peut mentionner la coagulation-floculation et la précipitation, l'échange d'ions, la désinfection chimique par des agents germicides (principalement le chlore) et l'adsorption. Les combinaisons de ces méthodes de manière simultanée ou en séquence (coagulation associée à une désinfection, par exemple) donnent souvent des résultats plus efficaces en tant que dispositif « multibarrières » (Souter et al., 2003). Parmi les autres possibilités de combinaisons ou de systèmes multibarrières, on peut mentionner la filtration sur un milieu filtrant suivie d'une désinfection chimique, la filtration sur un milieu filtrant suivie d'une filtration sur membrane ou sur filtre composite en association avec une désinfection chimique. Les revues précédemment mentionnées et d'autres revues des méthodes de traitement laissent à penser que le succès des interventions dépend très fortement du contexte, aucune technique ou méthode ne représentant une solution universellement optimale (Clasen et al., 2007). La disponibilité des matériels, la qualité de l'eau brute disponible, les facteurs culturels et les préférences de l'utilisateur ou les coûts détermineront quelle méthode se prête le mieux aux applications de TDE dans les contextes où les moyens sont limités, comme les pays technologiquement moins avancés.

Tableau A2.1. Paramètres spécifiques aux méthodes de traitement, variables ou conditions pouvant influencer sur les performances

Méthode de traitement	Paramètres de test, variables ou conditions pouvant influencer sur les performances
Désinfection chimique	Concentration et type de désinfectant, type de réacteur de traitement, temps de réaction (de contact), pH, température, matières solides dissoutes (organiques et inorganiques) et constituants en suspension (turbidité ou particules en suspension, par exemple) pouvant interférer avec l'inactivation microbienne à travers la consommation de désinfectant ou la protection physique des micro-organismes objectifs
Filtres membranes, poreux, céramiques ou composites	Turbidité ou matières en suspension, matières dissoutes (organiques ou inorganiques), température, pH, temps de contact ou débit, chimie de surface du filtre, distribution des dimensions des pores du milieu filtrant, géométrie du filtre ; les paramètres opératoires incluent le débit, le flux, le caractère intermittent ou continu de l'écoulement, la durée de fonctionnement du filtre, les facteurs influant sur l'encrassement et le colmatage, les procédures et les cycles de nettoyage du milieu filtrant, et la vulnérabilité au contournement du milieu filtrant (bouchage indésirable de l'élément filtrant et autres atteintes à l'intégrité de cet élément)
Filtres à milieu granulaire	Turbidité, température, pH, temps de contact, chimie de surface du filtre, constituants dissous et colloïdaux, géométrie du lit du filtre, temps de séjour hydraulique et profil de débits (par exemple importance de l'écoulement piston ou du court-circuit) et ampleur de l'activité biologique sur les particules de milieu filtrant ou à la surface du lit du filtre ; les paramètres opératoires incluent le débit, le flux, le caractère intermittent ou continu de l'écoulement, la durée de fonctionnement du filtre, les procédures et les cycles de nettoyage du milieu filtrant
Désinfection solaire	Rayonnement solaire incident, dispositifs auxiliaires de capture de l'énergie solaire (réflecteurs solaires, par exemple), température, temps écoulé, oxygène dissous dans l'eau, turbidité ou matières en suspension ; constituants dissous dans l'eau et absorbant les rayons ultraviolets (UV) et pénétrabilité par les UV des parois de la cuve, constituants solubles soumis à des modifications chimiques induites par la lumière solaire qui modulent l'activité antimicrobienne (réaction de Fenton, par exemple) et oxyde métallique ou autres additifs ou revêtements particuliers destinés à augmenter l'efficacité de la désinfection
Méthodes utilisant une lampe à UV (lampe ou diode émettant de la lumière UV)	Intensité du rayonnement incident (mW/cm^2) et fluence ou dose UV délivrée ($\text{mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$), longueurs d'onde des UV dans la plage germicide, temps d'exposition, oxygène dissous, turbidité ou matières en suspension (mesurées par le biais de la transmittance ou de l'absorbance), constituants dissous ou solutés (qui absorbent l'énergie UV ou diminuent la réactivité avec les micro-organismes objectifs)
Méthodes thermiques	Température, durée d'exposition, constituants dissous ou en suspension qui protègent ou stabilisent physiquement ou encore protègent chimiquement les micro-organismes (argiles ou protéines, par exemple)
Coagulation, précipitation et/ou sédimentation	Type (propriétés chimiques) de l'agent coagulant ou précipitant, dose chimique, temps de contact, pH, mélange (conditions de coagulation-floculation ou de précipitation), conditions de sédimentation (statiques ; absence de mélange), turbidité ou matières en suspension, solutés dissous (organiques et inorganiques), tailles des particules et géométrie du récipient
Approches combinées (multibarrières) ou autres méthodes nouvelles	Combinaisons des variables et des conditions ci-dessus, selon que les méthodes de traitement physique ou chimique sont utilisées en parallèle ou en série

A2.4 Montage expérimental et conditions de test

Les protocoles de test microbiologique présentés ci-après sont prévus pour être adaptables aux contextes locaux tout en fournissant une base commune pour l'évaluation des performances des méthodes en l'absence de tests ou de programmes de vérification des méthodes de traitement élaborés localement. Ces protocoles ne portent que sur les performances microbiologiques et fournissent des indications et des recommandations générales pour tester de manière spécifique et scientifiquement crédible des méthodes de TDE. Ces protocoles représentent l'une des méthodes, mais non la seule, permettant de démontrer les performances microbiologiques de ces méthodes.

Dans la mesure du possible, les montages expérimentaux pour tester ces méthodes de TDE doivent modéliser les conditions de mise en œuvre réelles dans le contexte visé. Par exemple, les filtres à milieu filtrant ou à membrane doivent être testés au cours du temps, avec un écoulement intermittent, sur la durée typique de fonctionnement du filtre ou de ses cycles d'utilisation, y compris la période de nettoyage, et avec des qualités de l'eau représentatives de l'eau à traiter ou pires (c'est-à-dire avec de l'eau correspondant au « cas le plus défavorable » comme celle figurant sous l'appellation « eau de test 2 » dans le Tableau A2.2). La désinfection solaire ou chimique doit être testée en tant que processus discontinu, si elle est utilisée de cette façon dans la pratique, avec une eau de qualité physicochimique similaire à celle de l'eau à traiter ou pire, et dans des conditions qui conduiront à une estimation prudente des performances de cette méthode sur le terrain. Il convient de tester la méthode de traitement sur sa durée d'utilisation attendue ou revendiquée, par exemple avec le volume d'eau total pouvant être traité avant le remplacement d'un composant fonctionnel (élément filtrant, module de délivrance du désinfectant ou lampe à UV, par exemple), afin de prouver sa capacité à fournir effectivement la performance prévue sur cette durée d'utilisation.

Tableau A2.2. Deux eaux de test recommandées pour modéliser une gamme d'approvisionnements en eau potentiellement à traiter en vue de vérifier en laboratoire l'ensemble des méthodes de traitement

	Eau de test 1	Eau de test 2
Description	Eau souterraine de haute qualité, eau de surface, eau de pluie captée (récemment récoltée) ou autre eau exempte de résidu de désinfectant	Eau souterraine de haute qualité, eau de surface, eau de pluie ou autre eau exempte de résidu de désinfectant contenant 20 % en volume d'eaux usées primaires ou 1 % en volume d'eaux usées brutes non traitées, stérilisées ou pasteurisées
Turbidité	< 5 UTN	> 30 UTN
pH	7,0-9,0	6,0-10,0
Température	20°C ± 5°C	4°C ± 1°C

UTN, unité de turbidité néphélométrique.

Une liste de paramètres spécifiques pour l'évaluation des performances des méthodes de traitement et les études de validation est donnée ci-après à titre d'indication générale. Néanmoins, le montage expérimental réel pour chaque méthode candidate doit, dans la mesure du possible, *refléter avec exactitude ou modéliser* les conditions recommandées par le fabricant ou le responsable de la mise en œuvre de cette méthode

pour son utilisation domestique quotidienne. On peut ainsi devoir tester les volumes d'eau traités, les durées de traitement (temps de contact ou d'exposition, débits, par exemple), la température ou d'autres conditions physiques pertinentes, ainsi que la représentativité de la qualité de l'eau brute (turbidité maximale et gamme de pH, par exemple). Lorsque le test s'effectue au cours du temps (par exemple avec des filtres à milieu granulaire ou poreux ou des filtres à membrane), un volume minimum de 20 litres par jour est indiqué comme approprié pour la vérification en laboratoire. Pour les méthodes traitant des volumes inférieurs à 20 litres, il convient de suivre les recommandations du fabricant. Néanmoins, la quantité d'eau produite dans le cadre des tests devrait rester de 20 litres par jour dans la mesure où ce chiffre correspond à la consommation quotidienne d'eau de boisson minimale estimée pour un ménage. Cette condition a des implications pour les systèmes de traitement en discontinu qui, s'ils doivent produire une quantité totale de 20 litres par jour, doivent en fait traiter plusieurs lots du volume d'eau plus faible spécifié par le fabricant.

Il convient d'utiliser des unités de traitement individuelles distinctes pour tester l'efficacité contre différents micro-organismes (*Escherichia coli*, bactériophages, spores de *Clostridium perfringens*, par exemple) afin de prévenir toute interaction entre ces germes qui pourrait influencer sur la validité des performances du traitement et des épreuves avec les micro-organismes de test. Par exemple, *E. coli* B pourrait être infecté par des bactériophages indigènes présents dans l'eau de test, d'où une augmentation imprévue de la production de bactériophages dans l'eau testée et une diminution du nombre de bactéries *E. coli* B du fait de leur lyse par les bactériophages. Si l'on envisage d'utiliser simultanément plusieurs micro-organismes de test, il convient de réaliser des expériences préliminaires dans l'eau de test qui sera utilisée pour prouver que les concentrations des micro-organismes introduits dans l'eau de test n'évoluent pas de manière appréciable sur un laps de temps correspondant à la durée du traitement.

A2.4.1 Volume et caractéristiques physicochimiques de l'eau à tester

Pour chaque paramètre de qualité de l'eau, il convient de tester au moins 20 litres de chaque eau de test (voir Tableau A2.2)ensemencée avec des quantités spécifiées de micro-organismes de test, par lot, par cycle de fonctionnement ou par jour. Les tests de mise à l'épreuve des méthodes de traitement doivent être réalisés sur des intervalles de temps appropriés et représentatifs, spécifiés ou recommandés pour la mise en œuvre des filtres à milieu filtrant, des méthodes utilisant des UV ou des filtres à membrane ou à milieux poreux. Des valeurs des paramètres non microbiens caractérisant la qualité de l'eau de test (pH, turbidité et température) sont proposées dans le Tableau A2.2. Cependant, les paramètres de qualité de l'eau testés doivent aussi être représentatifs de ceux des eaux que la méthode devra traiter, et une adaptation locale à ces eaux peut être nécessaire. Par exemple, s'il est envisagé d'utiliser les méthodes de traitement sous un climat tropical, les études de mise à l'épreuve avec l'eau de test 2 peuvent être effectuées à une température de 20°C ou à la température la plus basse attendue sur les lieux d'utilisation prévus. Si ces méthodes sont destinées à traiter des volumes d'eau inférieurs à 20 litres (1 ou 10 litres, par exemple) par lot ou par cycle de fonctionnement, il est recommandé de procéder à des tests de provocation multiples avec les volumes d'eau plus faibles spécifiés pour prouver la capacité de ces méthodes à traiter une quantité totale de 20 litres par jour.

A2.4.2 Matériaux recommandés pour ajuster les caractéristiques de l'eau de test

Les matériaux suivants sont recommandés pour ajuster la turbidité ou le pH de l'eau de test.

Turbidité

- Poussière de test fine AC, fabriquée par la Division AC Spark Plug de General Motors, couramment utilisée aux États-Unis d'Amérique et spécifiée pour le renforcement de la turbidité dans le protocole de l'USEPA (1987). Ce matériau peut être difficile à obtenir en dehors de l'Amérique du Nord.
- Argile sèche finement broyée. Il peut s'agir de toute argile représentative de celle trouvée dans les sols et donc dans les eaux sur les lieux où les méthodes de traitement seront utilisées.
- Turbidité naturellement présente dans l'eau de test. Si les eaux locales auxquelles la méthode sera appliquée sont disponibles, elles doivent être testées avec la turbidité qu'elles présentent naturellement. Il est possible d'obtenir des eaux avec différents degrés de turbidité en recueillant des échantillons à des moments différents où l'évolution des conditions (précipitations, par exemple) a entraîné des variations de la turbidité. Les échantillons d'eau collectés à des instants différents et avec des degrés de turbidité divers peuvent être mélangés pour constituer des eaux de test ayant une turbidité spécifique voulue. Si nécessaire, la turbidité de ces eaux collectées peut être ajustée pour atteindre les niveaux visés. Il est possible de réduire la turbidité des eaux de test par décantation (sédimentation simple) et collecte (transvasement) de l'eau surnageante, qui présente alors une turbidité moindre. Cette turbidité peut être augmentée par décantation, retrait (transvasement) du surnageant obtenu et conservation du fond d'eau résultant qui présente une turbidité accrue.

pH

- Acides ou bases inorganiques (acide chlorhydrique ou hydroxyde de sodium, par exemple).

Lorsqu'on utilise certaines argiles, il faut prêter attention à l'ordre des opérations d'ajustement de la turbidité et du pH car l'adjonction d'argile en tant que matériau agissant sur la turbidité peut modifier le pH, et une variation du pH peut aussi amener à précipiter ou à coaguler le matériau d'ajustement de la turbidité précédemment ajouté.

A2.5 Protocoles de test spécifiques aux différentes méthodes de traitement

Les parties qui suivent décrivent les méthodes courantes de TDE et indiquent les procédures de test recommandées spécifiquement pour ces méthodes. Ces procédures peuvent être adaptées selon les besoins, sous réserve de rester compatibles avec les principes directeurs pour les tests des performances précédemment exposés. Ces recommandations n'ont pas la prétention d'être exhaustives mais visent à constituer un guide pour l'élaboration de protocoles de test détaillés qui, s'ils sont exécutés de manière compétente, fourniront des résultats de test scientifiquement crédibles. Nous recommandons de consulter les études existantes parmi la littérature scientifique soumise à un examen collégial par des pairs pour trouver des informations supplémentaires susceptibles d'aider à la conception et à la conduite d'études appropriées permettant d'établir les performances microbiologiques de méthodes de TDE spécifiques.

A2.5.1 Désinfection chimique

La désinfection chimique de l'eau de boisson couvre toutes les méthodes de traitement reposant sur l'utilisation de chlore ou d'iode, y compris celles utilisant du dioxyde de chlore, ainsi que celles mettant en œuvre du brome, de l'ozone, d'autres oxydants, des bases ou des acides forts, des ferrates ou certains métaux antimicrobiens (argent ou cuivre, par exemple). Le plus souvent, la désinfection chimique est pratiquée avec des méthodes utilisant du chlore libre (acide hypochloreux) et, dans une moindre mesure, des dicyanurates ou des tricyanurates de chlore libre, des chloramines, du dioxyde de chlore ou d'autres formes d'oxydants chlorés. Les mécanismes d'action des méthodes utilisant du chlore, du brome, de l'iode, de l'ozone ou d'autres oxydants ont des caractéristiques similaires. La désinfection par des métaux s'effectue avec des formes métalliques solubles, colloïdales ou plus massives que l'on ajoute dans l'eau. Néanmoins, dans les pays en développement, la désinfection domestique de l'eau de boisson est réalisée principalement avec du chlore libre, en raison de la grande efficacité, de la large disponibilité, de la facilité de dosage en principe et du faible coût de ce produit. La désinfection de l'eau de boisson avec de l'iode, qui est aussi un oxydant fort, n'est généralement pas recommandée pour un usage étendu. On s'inquiète en effet des effets biologiques préjudiciables (toxiques) de cet élément sur certaines fonctions métaboliques et de son action particulière sur la glande thyroïde. En outre, l'iode élémentaire est difficile à préparer, à manipuler et à introduire dans l'eau en solution. L'iode peut être utilisé en situation d'urgence ou dans le cadre d'interventions de courte durée lorsque les autres options ne sont pas indiquées. Il peut être délivré dans l'eau par différents moyens, et notamment sous forme de solutions aqueuses, de comprimés ou de résines polymères synthétiques iodées qui libèrent lentement l'iode actif. Les comprimés d'hydroperiodure de tétraglycine, qui libèrent de l'iode libre dans l'eau, sont largement utilisés dans le domaine militaire et dans les contextes récréatifs. L'ozone n'est pas recommandé pour le traitement domestique de l'eau. En effet, il est difficile et coûteux à générer à doses contrôlées dans l'eau de boisson et nécessite une source d'énergie fiable pour alimenter son générateur. Les acides et les bases fortes ne sont pas non plus recommandés comme désinfectants chimiques de l'eau de boisson car ce sont des produits dangereux qui peuvent amener le pH de l'eau à des valeurs excessivement hautes ou basses. Cependant, en tant qu'intervention d'urgence ou à court terme, il est possible d'ajouter le jus de certains fruits de la famille des citrons, comme les citrons jaunes et verts, à l'eau pour inactiver la bactérie *Vibrio cholerae*, sous réserve que la quantité ajoutée soit suffisante pour abaisser le pH de l'eau (probablement à moins de 4,5) (Sobsey, 2002). Il n'est pour le moment pas conseillé d'utiliser de l'argent ou du cuivre comme désinfectant pour l'eau de boisson en raison du manque de preuves de l'efficacité de ces métaux étayées par des évaluations des performances technologiques selon la démarche décrite dans ce document.

La chloration est une méthode de traitement chimique dont l'impact sur la santé publique dans les pays les plus développés sur le plan technologique a été considérable au cours du siècle dernier. Elle a fait également ses preuves dans des applications au TDE, mais pas dans tous les cas. Parmi les modèles d'intervention ayant obtenu les plus grands succès, on peut mentionner le Safe Water system développé par l'OMS et les Centers for Disease Control and Prevention des États-Unis d'Amérique dans les années 1990 (Mintz, Reiff & Tauxe, 1995). Une revue systématique portant sur 21 études de la chloration au point d'utilisation a mis en évidence un risque relatif combiné de 0,71 (intervalle de confiance à 95 % = 0,580,87) pour les maladies diarrhéiques

chez les enfants ayant bénéficié de l'intervention, même si les auteurs ont noté que la durée médiane des études (30 semaines) était courte (Arnold & Colford, 2007).

La vérification en laboratoire des méthodes de désinfection chimique doit s'effectuer selon les recommandations du fabricant ou du responsable de la mise en œuvre du désinfectant en termes de dose et de temps de contact comme de qualité et de quantité d'eau à traiter pour une utilisation quotidienne. Parmi les considérations importantes figurent les modalités de dosage et de mélange du produit chimique dans l'eau et l'évolution de la réaction au cours du temps. Pour certains désinfectants chimiques bien établis tels que le chlore libre (acide hypochloreux/hypochlorite), les paramètres de dosage et de temps de contact sont déjà bien déterminés. Néanmoins, l'adaptation de leur usage à l'échelle domestique peut nécessiter de s'écarter de certaines des pratiques typiquement employées dans les réseaux d'approvisionnement en eau collectifs. Habituellement, l'acide hypochloreux destiné au traitement de l'eau est ajouté sous forme de solution concentrée (généralement sous forme d'acide hypochloreux à 0,5-6 %) ou sous forme de comprimés de manière à fournir une dose d'environ 3 mg/l (fourchette : 1-5 mg/l). Comme pour les approvisionnements en eau collectifs, il est souhaitable de maintenir une concentration résiduelle mesurable de chlore libre dans l'eau sur l'ensemble de la période d'utilisation de cette eau. Outre la détermination de la dose de désinfectant chimique, du temps de contact et de la concentration résiduelle à maintenir, il faut également disposer de procédures de test pour spécifier ou tout au moins mesurer la température et d'autres paramètres importants de qualité de l'eau susceptibles d'influer sur l'efficacité de la désinfection, comme le pH, la turbidité et les solutés générant une demande en chlore (matières organiques dissoutes et ammoniacale, par exemple). Il convient d'utiliser au minimum les eaux de test 1 et 2 (Tableau A2.2) pour déterminer l'efficacité des méthodes de traitement pour une gamme de paramètres de qualité de l'eau. Lorsqu'on évalue par des tests l'efficacité de l'inactivation microbienne, il faut mesurer la concentration initiale dans l'eau des micro-organismes objectifs et la concentration restante de ces micro-organismes après une ou plusieurs périodes d'exposition (temps de contact). De plus amples détails à ce sujet sont fournis dans la suite de ce document. Lorsqu'on prélève des échantillons d'eau désinfectée par voie chimique pour réaliser une analyse microbienne après une période d'exposition (un temps de contact spécifié), il faut immédiatement neutraliser le désinfectant chimique présent dans l'eau (c'est-à-dire le convertir en une forme dépourvue d'activité antimicrobienne) pour mettre fin à l'action contre les microorganismes dans l'échantillon d'eau de test. Dans le cas du chlore libre par exemple, on réalise cette neutralisation chimique en ajoutant un agent réducteur tel que le thiosulfate ou le bisulfite de sodium à l'échantillon d'eau de test après l'exposition.

A2.5.1.1 Durée de l'expérience et programme de prélèvement

Des lots (volumes spécifiés) d'eau de test de qualité définie sontensemencés (contaminés expérimentalement avec des micro-organismes objectifs), puis traités par la méthode de désinfection chimique selon les instructions fournies pour l'usage domestique. Les paramètres pertinents à suivre et à contrôler sont notamment la qualité de l'eau, la dose de produit chimique, le mélange, le temps de contact, la température et les conditions de conservation de l'eau désinfectée. Des échantillons d'eau non traitée (eau brute de test) et d'eau traitée sont prélevés pour être analysés selon les méthodes microbiologiques décrites ci-après. Comme indiqué plus haut, il est essentiel de neutraliser chimiquement le chlore dans les échantillons à analyser sur le plan microbien au moment où ils sont prélevés pour stopper l'action microbicide ultérieure, faute de quoi le chlore ou autre

désinfectant chimique continuera d'exercer son activité antimicrobienne au-delà de l'instant ou un autre oxydant. Il est préférable de réaliser ces études avec des micro-organismes dont on sait qu'ils sont présents dans l'approvisionnement en eau et responsables de la plus forte charge de maladies d'origine hydrique. Si les agents pathogènes véhiculés par l'eau importants ne sont pas connus ou si les études avec les agents pathogènes pertinents et connus sont impossibles, il est recommandé d'ensemencer les eaux servant aux tests de provocation avec des concentrations suffisantes de bactéries indicatrices, de virus et de protozoaires parasites de substitution pour suivre l'ampleur, et si possible la cinétique, de l'inactivation au cours du temps. Les bactéries indicatrices et les virus et les protozoaires parasites substitués recommandés sont respectivement : *Escherichia coli*, des bactériophages d'*E. coli* (coliphages) et des spores de *Clostridium perfringens* ou de *Bacillus* spp. Ces organismes sont destinés à attester des réductions logarithmiques réalisées par le traitement au chlore ou autre désinfection chimique. Il faut veiller à préparer des souches microbiennes pour l'ensemencement qui n'introduisent pas une augmentation excessive de la demande en chlore dans l'eau de test. Ces souches peuvent devoir être purifiées pour réduire leur demande en chlore (ou autre désinfectant testé) avant leur emploi dans les études d'ensemencement. Des études préliminaires peuvent être nécessaires pour s'assurer de l'absence d'une demande excessive en chlore dans les eaux de test ensemencées. Il est recommandé de réaliser les études de provocation avec une eau de test donnée et des valeurs spécifiées de température, de pH et d'autres variables importantes, au moins en trois exemplaires, de même que les épreuves microbiennes. Il est également recommandé de soumettre au traitement un volume minimum de 20 litres pour que le volume traité corresponde à la consommation quotidienne d'eau à domicile. Cependant, il est possible de tester des volumes plus importants ou plus faibles si la dose unitaire de désinfectant préfabriquée (comprimé, par exemple) est prévue pour traiter un volume spécifié différent de 20 litres. Si le volume unitaire à traiter est inférieur à 20 litres, plusieurs unités de test en parallèle sont utilisables pour quantifier les besoins en termes de temps et les autres usages des ressources par les membres du foyer pour traiter leur eau.

A2.5.1.2 Considérations particulières

Le choix des micro-organismes objectifs est une considération importante dans les études de vérification des méthodes de désinfection chimique de l'eau domestique utilisant du chlore ou un autre oxydant. Il est préférable de réaliser ces études avec des micro-organismes dont on sait qu'ils sont présents dans l'approvisionnement en eau et responsables de la plus forte charge de maladies d'origine hydrique. Si les agents pathogènes véhiculés par l'eau importants ne sont pas connus ou si les études avec les agents pathogènes pertinents et connus sont impossibles, il est recommandé d'ensemencer les eaux servant aux tests de provocation avec des concentrations suffisantes de bactéries indicatrices, de virus et de protozoaires parasites de substitution pour suivre l'ampleur, et si possible la cinétique, de l'inactivation au cours du temps. Les bactéries indicatrices et les virus et les protozoaires parasites substitués recommandés sont respectivement : *Escherichia coli*, des bactériophages d'*E. coli* (coliphages) et des spores de *Clostridium perfringens* ou de *Bacillus* spp. Ces organismes sont destinés à attester des réductions logarithmiques réalisées par le traitement au chlore ou autre désinfection chimique. Il faut veiller à préparer des souches microbiennes pour l'ensemencement qui n'introduisent pas une augmentation excessive de la demande en chlore dans l'eau de test. Ces souches peuvent devoir être purifiées pour réduire leur demande en chlore (ou autre désinfectant testé) avant leur emploi dans les études d'ensemencement. Des études préliminaires peuvent être nécessaires pour s'assurer de l'absence d'une demande excessive en chlore dans les eaux de test ensemencées. Il est recommandé de réaliser les études de provocation avec une eau de test donnée et des valeurs spécifiées de température, de pH et d'autres variables importantes, au moins en trois exemplaires, de même que les épreuves microbiennes. Il est également recommandé de soumettre au traitement un volume minimum de 20 litres pour que le volume traité corresponde à la consommation quotidienne d'eau à domicile. Cependant, il est possible de tester des volumes plus importants ou plus faibles si la dose unitaire de désinfectant préfabriquée (comprimé, par exemple) est prévue pour traiter un volume spécifié différent de 20 litres. Si le volume unitaire à traiter est inférieur à 20 litres, plusieurs unités de test en parallèle sont utilisables pour quantifier les besoins en termes de temps et les autres usages des ressources par les membres du foyer pour traiter leur eau.

Il est particulièrement important de mesurer le pH des eaux de test ainsi que les concentrations de certains solutés dans ces eaux car un certain nombre de désinfectants chimiques comme le chlore libre et le dioxyde de chlore présentent une efficacité microbicide différente selon que le pH est bas ou élevé. Le chlore libre est plus efficace comme microbicide que l'acide hypochloreux, qui prédomine à faible pH (pH de 6 ou moins) et que l'ion hypochlorite, prépondérant à pH élevé (pH de 9 ou plus). À l'inverse, le dioxyde de chlore présente une plus forte activité virucide à pH élevé qu'aux faibles valeurs du pH. En outre, des solutés comme l'ammoniaque ou des composés organiques qui réagissent avec le chlore libre peuvent entraîner la disparition de la concentration résiduelle de chlore libre et faire diminuer l'activité microbicide. Les chloramines, qui se forment par réaction du chlore libre avec l'ammoniaque, ne sont que faiblement microbicides par rapport au chlore libre, et les composés organiques chlorés résultant de la réaction du chlore avec des matières organiques naturelles n'ont pas d'action microbicide du tout.

A2.5.2 Filtres à membrane ou à milieu poreux structuré (céramique, à cartouche de carbone poreux, etc.)

Les méthodes de filtration de l'eau au point d'utilisation utilisent notamment des filtres en tissu ou en fibres, des filtres à membrane, des filtres céramiques poreux, des filtres à cartouche de carbone, des filtres composites et des dispositifs similaires. Ces filtres réduisent la charge microbienne par une combinaison de processus physiques et chimiques (et, dans certains cas, biologiques), dont le tamisage physique, la décantation et l'adsorption. Ces méthodes trouvent de plus en plus d'applications dans les pays en développement où la désinfection chimique ou le passage à l'ébullition ne sont pas toujours praticables ou efficaces (Colwell et al., 2003).

La méthode de filtration sur membrane classique est généralement onéreuse, et donc moins connue pour l'efficacité de ses applications au traitement de l'eau de boisson à petite échelle dans les pays en développement. Cependant, l'osmose inverse, les nanofiltres et d'autres dispositifs à membrane sont utilisés couramment dans les pays développés (Hörman et al., 2004), peuvent être employés par les voyageurs se rendant dans des pays en développement (Backer, 2002) et sont maintenant en cours d'évaluation et de mise en œuvre sur le terrain dans ces derniers pays (Boisson et al., 2010). Parmi les filtres relevant d'une technologie avancée, on peut mentionner les filtres composites qui font appel à plusieurs méthodes de réduction des micro-organismes dans l'eau. Certaines applications à faible coût ont été mises au point pour ces filtres et pourraient jouer un rôle grandissant dans l'avenir du TDE dans les pays en développement.

Les filtres en tissu, tels que ceux en tissu de sari, sont recommandés pour réduire la présence de *Vibrio cholerae* dans l'eau lorsque cet agent pathogène y est associé à des copépodes ou à d'autres eucaryotes (Huo et al., 1996 ; Colwell et al., 2003). Les tissus de ce type ne retiennent pas notablement les bactéries dispersées non associées à des copépodes, à d'autres crustacés, à des sédiments en suspension ou à des eucaryotes de grande taille car leurs pores ($> 20 \mu\text{m}$) ne sont pas suffisamment fins pour exclure les bactéries. Néanmoins, ces filtres peuvent, le cas échéant, avoir un impact sanitaire important. Colwell et al. (2003) ont rapporté une réduction de 48 % du choléra en association avec l'utilisation de ces filtres dans le cadre d'un essai sur 35 mois, portant sur 65 villages du Bangladesh rural et environ 133 000 participants. Les filtres en tissu ont également joué un rôle essentiel dans certains programmes d'éradication du ver de Guinée (dracunculose) (Olson, Magnussen & Anemana, 1997 ; Aikhomu, Brieger & Kale, 2000).

Pour réduire les concentrations de micro-organismes dans l'eau, on fait également appel à la filtration à travers un milieu céramique poreux. Les filtres céramiques existent sous de nombreuses formes, dont les plus courantes sont les filtres bougies céramiques (Clasen et al., 2004 ; Clasen, Brown & Collin, 2006) ou les filtres pots céramiques du type préconisé par l'organisation non gouvernementale *Potters for Peace* (Brown, Sobsey & Proum, 2007, par exemple). Les filtres fonctionnent généralement par gravité et sont souvent utilisés sous forme de systèmes de seaux emboîtés pour stocker sans risque l'eau traitée. Des essais sur le terrain avec des filtres bougies céramiques de fabrication industrielle laissent à penser que ces filtres constituent une barrière efficace contre les agents pathogènes indicateurs microbiens présents dans l'eau et que les interventions les mettant en œuvre sont associées à des progrès sanitaires notables chez les utilisateurs, par comparaison avec des sujets n'utilisant pas ces méthodes. D'après des études menées au Cambodge sur des filtres pots céramiques à faible coût de fabrication locale, ces dispositifs seraient également efficaces. La réduction des diarrhées associée à l'utilisation de ces filtres était de 50 % environ dans deux essais sur le terrain réalisés dans le Cambodge rural, tandis que ces filtres assuraient une

réduction moyenne de 99 % des bactéries *E. coli* et de 90-99 % des virus dans l'eau de boisson domestique dans le cadre d'essais en laboratoire.

Les filtres dotés d'une barrière poreuse structurée pour retenir les micro-organismes et autres contaminants doivent être testés conformément aux recommandations du fabricant ou du responsable de leur mise en œuvre pour le contexte d'utilisation visé. Il convient de les faire fonctionner avec un débit, un volume moyen traité par jour (20 litres minimums) et d'autres paramètres opératoires, qui reproduisent fidèlement les conditions domestiques réelles d'utilisation. Comme pour la désinfection chimique, des volumes d'eau de test de qualité définie seront ensemencés avec des concentrations connues de micro-organismes objectifs et traités par le processus de filtration, l'eau alimentée initiale (ensemencée) et l'eau traitée par filtration devant ensuite être analysées pour déterminer les concentrations de micro-organismes et l'ampleur de la réduction microbienne. Il convient de se servir au minimum des eaux de test 1 et 2 (Tableau A2.2) pour établir l'efficacité du traitement pour une gamme de paramètres de qualité de l'eau.

A2.5.2.1 Période de test et programme de prélèvement

Sachant que l'efficacité des méthodes de filtration varie au cours du temps, il convient d'effectuer les tests de vérification au bout d'un temps écoulé minimum, correspondant au cycle prévu avant l'entretien, le nettoyage ou le remplacement systématique. Si le fabricant ou le responsable de la mise en œuvre ne spécifie pas de cycle d'utilisation typique pour les filtres avant leur nettoyage ou autre cycle d'entretien, il est recommandé de tester le filtre sur une période de 14 jours au moins. Des échantillons d'eau de test ensemencée et de filtrat doivent être prélevés pour analyse microbienne aux jours 0, 1, 3, 7 et 14 du test de provocation au moins. Si la méthode de filtration a une durée de vie spécifiée ou si elle nécessite un nettoyage périodique, un test de provocation avec de l'eau ensemencée doit être pratiqué à 0 %, 25 %, 50 %, 75 % et 100 % de son cycle de vie ou du cycle de nettoyage du filtre et au cours du cycle de fonctionnement suivant après nettoyage, pour attester de la continuité des performances. Lors de chaque prélèvement, les autres paramètres pertinents de qualité de l'eau, comme la turbidité, doivent être mesurés dans l'eau de test et le filtrat, tout comme d'autres variables opératoires clés telles que le débit. Il faut tester au minimum deux unités de filtration en parallèle, en utilisant la même eau et les mêmes micro-organismes de test pour prouver la reproductibilité des performances et déceler la variabilité. Si la durée d'utilisation du filtre entre les cycles de nettoyage ou d'utilisation dépasse 14 jours, la durée totale de la période de test doit être prolongée conformément aux recommandations du fabricant ou du responsable de la mise en œuvre, et des tests de provocation microbienne doivent être pratiqués à 0 %, 25 %, 50 %, 75 % et 100 % du cycle de vie ou d'utilisation global.

A2.5.2.2 Considérations particulières

Les filtres céramiques et certains autres filtres à milieu filtrant poreux structuré sont régulièrement nettoyés pendant leur usage domestique. Dans le cadre des tests de provocation, les filtres doivent être nettoyés selon les recommandations exactes du fabricant ou du responsable de la mise en œuvre, notamment en ce qui concerne la fréquence et la méthode de nettoyage. Cependant, lors de l'évaluation des méthodes de filtration, aucun désinfectant ou autre agent antimicrobien ne doit être appliqué sur les filtres pendant le nettoyage. S'il est recommandé d'utiliser régulièrement certains désinfectants avec le filtre, ces agents doivent être pris en compte dans le test d'évaluation des performances de la méthode dans la catégorie « multibarrières ».

A2.5.3 Milieux filtrants granulaires

Les filtres à milieu filtrant granulaire contiennent du sable, de la terre à diatomées ou un autre milieu particulaire sous forme de lits, de couches ou de surfaces compacts sur lesquels ou à travers lesquels on fait circuler l'eau. Ces filtres retiennent les micro-organismes par une combinaison de processus physiques et chimiques, parmi lesquels le tamisage physique, la décantation ou l'adsorption. Certains filtres peuvent aussi faire appel à des surfaces antimicrobiennes ou bactériostatiques chimiquement actives ou ayant subi d'autres modifications chimiques. D'autres milieux filtrants granulaires sont biologiquement actifs et donnent lieu au développement de couches de micro-organismes et d'exopolymères associés à leur surface ou à l'intérieur de leur matrice. Cette couche biologiquement active, appelée *schmutzdecke* pour les filtres à sable lents traditionnels, retient les micro-organismes et entraîne souvent leur inactivation et leur dégradation biologique. Un filtre à sable lent intermittent, doté d'une couche biologiquement active pouvant recevoir de l'eau de manière intermittente, a été mis au point à l'échelle domestique, sous le nom de filtre BioSand (Stauber et al., 2006). Le système BioSand a fait l'objet de nombreuses études (Kaiser et al., 2002 ; Duke et al., 2006 ; Stauber et al., 2009), qui laissent à penser que ces filtres peuvent être efficaces dans la réduction de la charge de microorganismes présents dans l'eau et dans l'amélioration de la santé des utilisateurs.

Les filtres utilisant des milieux granulaires poreux pour retenir les micro-organismes et autres contaminants doivent être testés conformément aux recommandations du responsable de leur mise en œuvre ou de leur fabricant pour le contexte d'utilisation visé. Il convient de les faire fonctionner avec un débit, un volume moyen traité par jour (20 litres minimums) ou d'autres paramètres opératoires qui reflètent étroitement les conditions réelles d'utilisation domestique. Il faut se servir au minimum des eaux de test 1 et 2 (Tableau A2.2) pour établir l'efficacité du traitement pour une gamme de paramètres de qualité de l'eau.

A2.5.3.1 Période de test et programme de prélèvement

Sachant que l'efficacité de ces méthodes varie avec le temps, il convient d'effectuer les tests de provocation au bout d'un temps écoulé minimum correspondant au cycle d'utilisation recommandé par le fabricant ou le responsable de la mise en œuvre, y compris l'étape de nettoyage du filtre. Si aucun cycle n'est spécifié, il est recommandé de soumettre le filtre aux tests de vérification sur une période de 14 jours au moins. Des échantillons d'eau de testensemencée et de filtrat doivent être prélevés pour analyse microbienne aux jours 0, 1, 3, 5 et 14 au moins, la période de test incluant toutes les opérations de nettoyage ou d'entretien. Si la durée d'utilisation du filtre entre deux cycles d'utilisation ou de nettoyage dépasse 14 jours, la durée totale de la période de test doit être prolongée conformément aux recommandations du fabricant ou du responsable de la mise en œuvre, et des tests de provocation microbienne doivent être effectués à 0 %, 25 %, 50 %, 75 % et 100 % du cycle de vie ou de nettoyage global. Il est recommandé de mettre à l'épreuve en parallèle plusieurs unités de filtration identiques avec les mêmes eaux et micro-organismes de test afin de prouver leurs performances, le test de deux unités en parallèle représentant une exigence minimale.

A2.5.3.2 Considérations particulières

La plupart des filtres à milieu granulaire nécessitent un rétrolavage périodique du filtre ou autre type de nettoyage, dont la fréquence dépend cependant des caractéristiques

de l'eau brute. Ce rétrolavage ou ce nettoyage doivent être réalisés pendant la période de test en respectant strictement les recommandations du fabricant ou du responsable de la mise en œuvre. Il est recommandé de pratiquer les tests de provocation pour l'évaluation des méthodes sur au moins un cycle d'utilisation du filtre, incluant une étape de nettoyage telle qu'un rétrolavage ou un brossage et un transvasement du sable, et la période de fonctionnement ultérieure du filtre jusqu'à la fin de son cycle de fonctionnement ou d'utilisation avant l'étape suivante de nettoyage ou d'entretien.

Les filtres à milieu granulaire biologiquement actifs, tels que les filtres à sable lents fonctionnant de manière intermittente, peuvent « mûrir » ou « se faire » avec le temps et, pour certains micro-organismes, les réductions opérées par ce traitement peuvent ne pas être maximales ou optimales tant que le filtre n'a pas mûri biologiquement (Stauber et al., 2006). Dans les tests de provocation de ces filtres, la réduction microbienne peut continuer d'augmenter bien au-delà d'une période de test minimale de 14 jours car le filtre est encore en cours de mûrissement et n'a pas atteint ses performances maximales. Pour les filtres de ce type, il convient de collecter les données de performances technologiques en procédant à des tests de provocation périodiques sur une longue durée d'utilisation pour mieux représenter la capacité de réduction microbienne du filtre dans le contexte objectif et dans les cas où des périodes d'utilisation prolongées (plusieurs mois par exemple pour le cycle de fonctionnement du filtre) sont habituellement indiquées ou attendues.

A2.5.4 Désinfection solaire

Il existe un certain nombre de dispositifs faisant appel à l'irradiation par la lumière solaire pour désinfecter l'eau, et les mécanismes de réduction microbienne ainsi que les techniques mises en jeu ont été bien étudiés (Acra et al., 1980 ; Acra, Raffoul & Karahagopian, 1984 ; Joyce et al., 1996 ; Kehoe et al., 2004 ; Lonnen et al., 2005 ; Méndez-Hermida et al., 2005 ; Berney et al., 2006a,b, par exemple). Certains utilisent le rayonnement solaire pour inactiver les micro-organismes dans des récipients sombres ou opaques en tirant parti de la chaleur fournie par l'énergie solaire. D'autres, comme le système SODIS, mis au point par l'Institut de Recherche de l'Eau du Domaine des EPF (EAWAG) en Suisse, utilisent des récipients en matière plastique claire, pénétrés par les rayons ultraviolets de la lumière solaire, et reposent sur l'action combinée de l'irradiation UV, de l'activité oxydative exercée par l'oxygène dissous et de la chaleur. Les autres formes physiques de systèmes d'exposition au rayonnement solaire font également appel à des combinaisons des effets précédemment mentionnés de la lumière solaire, s'exerçant dans d'autres types de récipients comme des sacs ou des panneaux pénétrables par les rayons UV, pour améliorer la qualité microbienne de l'eau. Un certain nombre d'essais sur le terrain ont été menés pour évaluer l'impact sanitaire et l'efficacité sur site de ces méthodes (Conroy et al., 1996, 1999, 2001 ; Rainey & Harding, 2005).

Les méthodes de désinfection solaire doivent être testées conformément aux recommandations du responsable de la mise en œuvre ou du fabricant pour le contexte d'utilisation visé. Le rayonnement solaire incident, qui détermine l'intensité UV et le flux thermique, dépend de la latitude, de l'altitude, des conditions météorologiques, de la saison, de l'orientation d'exposition et des caractéristiques dimensionnelles du récipient contenant l'eau, ainsi que de la qualité de l'eau. En conséquence, l'évaluation ou la vérification des performances doivent s'effectuer dans une zone représentative du contexte et des conditions visés en termes de rayonnement solaire incident (mesuré en W/m^2) et autres conditions pertinentes, ou encore dans un contexte simulant en

laboratoire ou sur le terrain les conditions d'utilisation, par exemple selon les méthodes préconisées par Oates et al. (2003) ou d'autres méthodes scientifiquement crédibles.

Seuls les résultats obtenus dans des conditions de test représentatives de celles du contexte spécifique où la méthode sera utilisée (rayonnement incident, température, turbidité de l'eau, durée de l'exposition à la lumière solaire, par exemple) doivent être considérés comme valides pour connaître les performances à attendre sur le terrain. Si les principales conditions environnementales et opératoires varient selon les saisons dans les régions où la méthode sera utilisée, il est recommandé d'effectuer les tests d'évaluation des performances de manière à couvrir des conditions représentatives moyennes (tendance centrale) et des conditions limites (maximum et minimum) pouvant influencer sur les performances. Il convient de se servir au minimum des eaux de test 1 et 2 (Tableau A2.2) pour déterminer l'efficacité du traitement pour une gamme de paramètres de qualité de l'eau.

A2.5.4.1 Période de test et programme de prélèvement

Pour chaque qualité de l'eau de test, il est recommandé de tester un volume de 20 litres, correspondant aux besoins quotidiens minimaux estimés d'un ménage. Normalement, ce volume doit être réparti dans plusieurs bouteilles en polyéthylène téréphtalate si l'on teste le système SODIS ou un autre système de désinfection solaire opérant sur un faible volume. La détermination de la durée de l'exposition solaire, en tenant compte de l'intensité de l'ensoleillement (jours ensoleillés/jours nuageux), doit s'effectuer selon les spécifications du fabricant, du responsable de la mise en œuvre ou de la personne à l'initiative des tests. On pourra ensuite regrouper les contenus constitués d'eau traitée des différentes bouteilles de manière aseptique pour former un échantillon composite à partir duquel une fraction aliquote sera prélevée pour analyse microbienne. Il est recommandé de pratiquer au minimum trois de ces tests de provocation, dont chacun sera suivi d'une analyse microbienne en trois exemplaires.

A2.5.4.2 Considérations particulières

Il convient de mesurer l'oxygène dissous si possible avant et après le traitement, car il a été constaté que ce paramètre influait sur l'efficacité antimicrobienne des méthodes de désinfection solaire mises en œuvre dans des bouteilles en matière plastique claire (pénétrables par les rayons UV). Pour ces méthodes, il convient de mesurer aussi le rayonnement solaire, en particulier dans la plage de longueurs d'onde UV, et de calculer la fluence UV (dose), dans la mesure où elle contribue de manière importante à l'inactivation microbienne. La température de l'eau pendant l'exposition doit aussi être mesurée car une température élevée peut aussi contribuer à l'inactivation des microorganismes. Dans le cas des méthodes qui utilisent des récipients opaques et s'appuient principalement sur l'élévation de la température pour inactiver les microorganismes par pasteurisation, il convient de suivre ce paramètre au cours du temps. Si une température objectif particulière est spécifiée par le fournisseur de la méthode ou le responsable de sa mise en œuvre, le temps nécessaire pour atteindre cette température et la durée sur laquelle l'eau y est maintenue avant la fin de la période de traitement doivent être enregistrés. Il faut également déterminer la turbidité de l'eau à traiter et dans quelle mesure cette turbidité reste en suspension dans l'eau ou se dépose dans la bouteille pendant l'exposition à la lumière solaire, car ce paramètre peut influencer sur la cinétique et l'importance de la réduction microbienne fournies par ces procédés solaires.

A2.5.5 Méthodes reposant sur le rayonnement UV utilisant des lampes, et notamment des diodes émettant de la lumière UV

Le rayonnement UV est utilisé pour traiter l'eau de boisson depuis plus de 100 ans (Ward, 1893 ; Baker, 1948) et les mécanismes qui interviennent dans l'inactivation des micro-organismes sont bien caractérisés (Sobsey, 1989 ; Blatchley & Peel, 2001). Si l'usage de cette méthode se répand de plus en plus, c'est en partie grâce à son efficacité prouvée contre les agents pathogènes protozoaires résistants au chlore tels que *Cryptosporidium* et *Giardia*. Un certain nombre de méthodes de traitement de l'eau de boisson emploient le rayonnement UV fourni par des lampes à UV pour inactiver les micro-organismes. Pour le traitement de l'eau domestique ou à petite échelle, on utilise la plupart du temps des lampes à arc de mercure basse pression, produisant un rayonnement UV monochromatique à la longueur d'onde germicide de 254 nm. Habituellement, ces méthodes font intervenir l'exposition de l'eau au rayonnement UV émis par des lampes, contenue dans un récipient ou dans des réacteurs à flux traversant, avec une dose de rayonnement (fluence) suffisante pour inactiver les agents pathogènes présents dans l'eau.

Les méthodes utilisant des lampes à UV doivent être testées conformément aux recommandations d'utilisation du fabricant ou du responsable de la mise en œuvre et en tenant compte notamment des caractéristiques spécifiques des lampes, de la puissance de l'installation, de la cuve ou du réacteur de traitement ou de l'orientation de la lampe par rapport à l'eau à traiter, de l'intensité UV incidente (en mW/cm² ou autre unité standard), de l'estimation de la dose UV délivrée (fluence, déterminée d'après l'intensité et la durée d'exposition), indiquée en unités standard (mJ/cm², par exemple) et du débit. Il faut se servir au minimum des eaux de test 1 et 2 (Tableau A2.2) pour déterminer l'efficacité du traitement pour une gamme de paramètres de qualité de l'eau.

A2.5.5.1 Période de test et programme de prélèvement

Les eaux de testensemencées doivent être traitées selon les instructions du fabricant ou du responsable de la mise en œuvre en mode discontinu. Des échantillons d'eau non traitée (eau brute de provocation) et d'eau traitée doivent être prélevés pour analyse selon les méthodes microbiologiques exposées ci-après. Il est recommandé de traiter trois lots pour chaque micro-organisme de test.

A2.5.5.2 Considérations particulières

Les adénovirus sont plus résistants à la désinfection UV que tous les virus substitués non pathogènes connus. Néanmoins, le virus coliphage substitut MS2 est relativement résistant au rayonnement UV et peut servir à évaluer les performances des méthodes de TDE utilisant la désinfection UV (Thurston-Enriquez et al. 2003). Si le procédé de traitement par les UV s'opère dans un réacteur à flux traversant ou à flux continu et si le débit est susceptible de varier dans une plage spécifiée, il faut réaliser trois tests de provocation avec de l'eauensemencée pour chacune des valeurs moyenne, maximale et minimale du débit afin de déterminer la gamme de variation de l'efficacité microbicide sur la plage de variation du débit.

A2.5.6 Méthodes thermiques (utilisant la chaleur)

Les méthodes de TDE sont dites thermiques si les principaux mécanismes qu'elles mettent en œuvre pour détruire les micro-organismes présents dans l'eau font appel à la chaleur produite par la combustion d'un carburant. Ces méthodes incluent le passage à l'ébullition et le chauffage à des températures conduisant à la pasteurisation (habituellement > 63 °C pendant 30 minutes). On a constaté par exemple dans un essai mené au Kenya (Iijima et al., 2001) que la pasteurisation améliorait la qualité de l'eau de boisson domestique. Un autre essai de terrain réalisé au Bangladesh a mis en évidence l'inactivation des coliformes thermotolérants par un procédé de pasteurisation (Islam & Johnston, 2006). L'exposition à la chaleur à relativement basse température (55 °C) pendant plusieurs heures peut inactiver les principaux agents pathogènes protozoaires présents dans l'eau, tels que *Cryptosporidium parvum*, *Giardia intestinalis* et *Entamoeba histolytica* (Feachem et al., 1983 ; Sobsey & Leland, 2001 ; Sobsey, 2002 ; Spinks et al., 2006). Le passage à l'ébullition reste la forme la plus courante de traitement à l'échelle domestique de l'eau dans le monde et son utilisation remonte à l'antiquité.

L'ébullition étant la pratique la plus répandue pour traiter l'eau de boisson de par le monde et, en théorie, la plus efficace pour réduire les concentrations d'agents pathogènes, elle ne doit pas être découragée, comme d'autres méthodes existantes de traitement de l'eau, lorsque les autres méthodes ne sont pas aussi efficaces ou ont une moindre probabilité d'être mises en œuvre correctement, régulièrement et continûment. Dans la pratique cependant, le passage à l'ébullition peut, pour diverses raisons, être moins efficace que d'autres stratégies. Ses inconvénients sont entre autres les suivants : il ne réduit pas la présence de sédiments ou la turbidité, il peut altérer le goût et provoque un échauffement de l'eau de sorte que celle-ci ne peut être bue immédiatement, la température atteinte est parfois difficile à mesurer et sa mise en œuvre peut consommer de grandes quantités de combustible. En de nombreux endroits, l'ébullition n'est ni économique, ni pratique. En outre, l'eau bouillie doit être conservée dans des conditions sûres pour éviter sa contamination au sein du foyer.

Les méthodes faisant appel à l'inactivation par l'énergie thermique comme principal mécanisme de réduction microbienne dans l'eau doivent être testées conformément aux recommandations d'utilisation du fabricant ou du responsable de la mise en œuvre. Les conditions de test doivent inclure la température requise et la durée pendant laquelle cette température doit être maintenue pour une exécution correcte du traitement. On se servira au minimum des eaux de test 1 et 2 (Tableau A2.2) pour déterminer l'efficacité du traitement pour une gamme de paramètres de qualité de l'eau.

A2.5.6.1 Période de test et programme de prélèvement

Les eaux de testensemencées doivent être traitées en discontinu selon les instructions du fabricant ou du responsable de la mise en œuvre de la méthode de traitement. Si le procédé utilise un réacteur à flux traversant, il convient de suivre les instructions du fabricant relatives aux conditions opératoires pour les tests de provocation. Des échantillons d'eau non traitée (eau brute pour test de provocation) et d'eau traitée doivent être prélevés pour être analysés selon les méthodes microbiologiques exposées ci-après. Il convient de pratiquer au moins trois de ces tests de provocation en réalisant pour chacun d'eux une analyse microbiologique en triple exemplaire.

A2.5.6.2 Considérations particulières

Dans les procédés de traitement thermique, il faut du temps à l'eau pour atteindre la température visée et pour refroidir ensuite avant usage. C'est pourquoi les changements

de température de l'eau en cours de traitement doivent être mesurés et les températures relevées comparées avec celles indiquées comme acceptables par le fabricant. La vitesse et l'ampleur de l'inactivation microbienne dépendent du temps écoulé et de la température, de sorte que l'enregistrement de ces conditions est indispensable pour évaluer les performances en matière de réduction microbienne. Il convient d'utiliser dans les tests de provocations celles de ces conditions qui sont acceptables compte tenu des spécifications du fabricant ou du responsable de la mise en œuvre et représentatives des conditions dans lesquelles la méthode sera mise en œuvre.

A2.5.7 Coagulation-floculation et/ou décantation

Le terme coagulation ou précipitation se rapporte à tout dispositif ou méthode faisant appel à un agent coagulant ou précipitant naturel ou artificiel pour faire coaguler et/ou précipiter les particules en suspension, y compris les micro-organismes, en vue d'améliorer leur décantation. La décantation désigne toute méthode de traitement de l'eau utilisant la sédimentation des particules en suspension, y compris les micro-organismes, pour éliminer ces particules de l'eau. On peut utiliser en parallèle avec ces méthodes un dispositif en tissu ou en fibres pour réaliser une étape de tamisage et éliminer les particules floculées (« floc ») qui se sont formées. Cette catégorie de méthodes inclut la décantation simple ou décantation effectuée sans recourir à un coagulant chimique. Les produits coagulants-floculants ont été testés en laboratoire et sur le terrain (Rangel et al., 2003 ; Reller et al., 2003 ; Souter et al., 2003 ; Crump et al., 2004a ; Chiller et al., 2006, par exemple). Des résultats prometteurs ont été obtenus avec des agents coagulants peu onéreux, disponibles localement et utilisables dans des systèmes de coagulation/filtration simples (Babu & Chaudhuri, 2005).

Certains systèmes combinés sont des produits industriels sous forme de granulés, de poudres ou de comprimés contenant un agent coagulant chimique tel qu'un sel de fer ou d'aluminium et un désinfectant tel que le chlore. Lorsqu'on les ajoute à l'eau, ces produits chimiques font coaguler et floculer les impuretés pour favoriser une décantation rapide et efficace et délivrent le désinfectant chimique (chlore, par exemple) destiné à inactiver les micro-organismes. Pour utiliser ces produits combinés coagulant/floculant/désinfectant, on les ajoute dans des volumes d'eau spécifiés, on les laisse réagir pour obtenir un floc, habituellement avec un bref mélange pour faciliter la coagulation/floculation, puis on laisse reposer le tout pour que le floc décante, l'eau surnageante clarifiée étant ensuite décantée, généralement à travers un tissu ou un autre milieu à mailles fines pour éliminer les particules restantes. Ce surnageant récupéré est ensuite conservé pour permettre à des réactions chimiques et à une désinfection supplémentaires de s'opérer avant que l'eau ne soit consommée.

Les tests de provocation destinés à l'évaluation ou à la vérification des méthodes de traitement doivent être pratiqués selon les recommandations du fabricant ou du responsable de la mise en œuvre pour une utilisation domestique normale dans le contexte visé. Ces tests doivent s'effectuer dans des conditions représentatives en termes de volume d'eau à traiter (20 litres au minimum), de dose d'agent coagulant (le cas échéant), de conditions de mélange (mélange par agitation, par exemple) et de méthode spécifiée ou recommandée pour éliminer le floc de l'eau traitée (tamisage physique, décantation, transvasement, etc.). Il convient de servir au minimum des eaux de test 1 et 2 (Tableau A2.2) pour déterminer l'efficacité du traitement pour une gamme de paramètres de qualité de l'eau.

A2.5.7.1 Période de test et programme de prélèvement

Les eaux de testensemencées doivent être traitées en discontinu selon les instructions d'utilisation du fabricant ou du responsable de la mise en œuvre. Des échantillons d'eau non traitée (eau brute pour test de provocation) et d'eau traitée (eau surnageante décantée à l'issue des opérations de coagulation-floculation et de décantation) doivent être prélevés pour être analysés selon les méthodes microbiologiques recommandées. Il convient de pratiquer au moins trois de ces tests de provocation, avec une analyse microbiologique en trois exemplaires pour chaque échantillon.

A2.5.7.2 Considérations particulières

Les tests de provocation doivent être effectués sur les volumes d'eau traitée spécifiés par le fabricant ou le responsable de la mise en œuvre. Ces volumes peuvent dépendre de la quantité unitaire sous laquelle le produit chimique de traitement est fourni (comprimé ou sachet, par exemple). On traitera plusieurs volumes d'eau de test si le volume unitaire qu'il est recommandé de traiter est inférieur à la valeur préconisée de 20 litres par jour et par foyer. Dans un tel cas, il sera possible de regrouper les échantillons d'eau avant traitement et après traitement destinés à subir une analyse microbiologique et la détermination d'autres paramètres, en combinant les unités ou les lots testés en parallèle.

La qualité de l'eau brute est un facteur très important pour les opérations de coagulation-floculation et de précipitation. L'efficacité de ces processus physicochimiques est souvent fortement dépendante de paramètres de qualité de l'eau comme le pH, les matières solides dissoutes, l'alcalinité, la dureté, la turbidité et la nature et les concentrations des matières dissoutes et colloïdales. En conséquence, les valeurs de ces paramètres dans les eaux de test doivent être représentatives de celles relevées là où la méthode sera utilisée et devront se situer à l'intérieur d'une plage acceptable dans laquelle les produits chimiques de traitement sont efficaces.

Les conditions de mélange (vitesse et durée, par exemple) peuvent être déterminantes pour l'efficacité des processus de coagulation-floculation, tout comme les temps de repos ultérieurs. Par conséquent, les tests de provocation doivent être pratiqués dans des conditions correspondant aux valeurs spécifiées par le fabricant ou le responsable de la mise en œuvre pour ces paramètres.

A2.5.8 Approches combinées (multibarrières)

Le terme approche multibarrières désigne toute combinaison des méthodes de traitement ci-dessus, mises en œuvre collectivement, de manière simultanée ou en séquence, pour traiter l'eau. Comme exemples de telles approches combinées, on peut mentionner les associations : coagulation/désinfection, filtration sur milieu filtrant/désinfection et filtration sur milieu filtrant/filtration sur membrane. Certains systèmes combinés utilisent des produits industriels sous forme de granulés, de poudre ou de comprimés contenant un agent coagulant chimique tel qu'un sel de fer ou d'aluminium et un désinfectant tel que le chlore. Lorsqu'ils sont ajoutés dans l'eau, ces produits chimiques font coaguler et floculer les impuretés afin de favoriser une décantation rapide et efficace et délivrent le désinfectant chimique (chlore, par exemple) destiné à inactiver les micro-organismes. Pour utiliser ces produits combinés coagulants/floculants/ désinfectants, on les ajoute dans des volumes d'eau spécifiés, on les laisse réagir pour produire un floc, généralement après un bref mélange pour faciliter la coagulation-floculation, puis on laisse reposer le tout pour permettre au floc de décanter ; l'eau clarifiée surnageante étant ensuite transvasée à travers un tissu ou un autre milieu à mailles fines pour tamiser les particules restantes. Le surnageant récupéré est ensuite conservé un certain temps pour permettre

à des réactions chimiques et à une désinfection supplémentaires de s'opérer avant que l'eau ne soit consommée.

Les méthodes de traitement multibarrières doivent être testées selon les recommandations du fabricant ou du responsable de la mise en œuvre en visant une utilisation domestique normale dans le contexte visé. Les tests de provocation doivent être pratiqués dans des conditions acceptables et représentatives en termes de volume d'eau à traiter (tenant également compte de la consommation quotidienne minimale des ménages de 20 litres), de qualité de l'eau, de débit (s'il s'agit d'un procédé à flux continu ou à flux traversant), de dose (le cas échéant, mesurée dans une unité appropriée) et de durée du traitement (temps d'exécution du procédé de traitement ou cycle). Il convient de se servir au minimum des eaux de traitement 1 et 2 (Tableau A2.2) pour déterminer l'efficacité du traitement pour une gamme de paramètres de qualité de l'eau.

A2.5.8.1 Période de test et programme de prélèvement

Lorsque l'une des composantes du système de traitement est un procédé de filtration sur milieu filtrant ou sur membrane, il convient d'appliquer une durée de traitement minimale correspondant à celle recommandée par le fabricant ou le responsable de la mise en œuvre. Si aucune durée de traitement minimale n'est préconisée, on utilisera des durées réalistes pour ce type de procédé et représentatives des conditions dans lesquelles la méthode sera mise en œuvre. Pour les filtres utilisés sur des périodes prolongées, chaque test de provocation devra être exécuté sur une période de test minimale recommandée de 14 jours. Si cela est compatible avec la méthode, on peut recourir à un test par lots. Il convient de pratiquer au minimum trois de ces tests de provocation, avec une analyse microbiologique en trois exemplaires pour chaque échantillon.

A2.5.8.2 Considérations particulières

Les tests de provocation visant à évaluer les performances des méthodes de traitement doivent être pratiqués dans des conditions en termes de qualité de l'eau représentatives de celles dans lesquelles la méthode sera mise en œuvre et comprises dans la plage acceptable de paramètres de qualité de l'eau spécifiée par le fabricant ou le responsable de la mise en œuvre. Il convient de tester au minimum trois conditions de qualité de l'eau correspondant aux valeurs maximales, minimales et moyennes dans les eaux des lieux où la méthode sera appliquée.

Dans le cas des traitements combinés comprenant une désinfection chimique, les conseils fournis plus haut dans la partie A2.5.1 doivent être suivis. Il convient en particulier de mesurer la dose de désinfectant, la concentration résiduelle de désinfectant dans l'eau traitée et le temps de contact, et de neutraliser chimiquement le résidu de désinfectant présent dans l'eau juste après le prélèvement, avant de pratiquer les analyses microbiologiques.

A2.6 Protocoles d'analyse microbiologique et exigences portant sur les moyens de laboratoire

A2.6.1 Protocoles de test internationaux

La démonstration en laboratoire de l'efficacité des méthodes de TDE contre certains micro-organismes présents dans l'eau peut s'effectuer à l'aide de plusieurs protocoles standard disponibles et faisant l'objet d'un consensus. Il existe des normes et des directives internationalement reconnues pour les tests de performances et d'efficacité,

telles que le *Guide standard and protocol for testing microbiological water purifiers* (USEPA, 1987) ou le *Protocol P231: Microbiological water purifiers* (NSF, 2003). Bien que les protocoles existants soient rigoureux et détaillés, ils nécessitent souvent des installations et des compétences spécialisées qui ne sont guère disponibles dans certains pays et autres contextes où les ressources sont limitées. Les méthodes présentées dans ce document sont des alternatives aux directives et aux protocoles standard existants, qui peuvent servir à tester les performances des méthodes de TDE dans les contextes de ce type.

A2.6.2 Installations de test et moyens de laboratoire nécessaires pour l'évaluation des performances des méthodes de TDE

Les tests de provocation microbiologiques destinés à vérifier le respect des valeurs guides de performances définies en fonction du risque acceptable ou des normes pertinentes doivent être réalisés dans des installations adéquates. Il est recommandé de faire pratiquer l'évaluation des performances des méthodes de TDE dans des laboratoires appropriés et de préférence certifiés par du personnel formé et expérimenté dans les domaines de la microbiologie, de la qualité de l'eau et des méthodes analytiques associées. Les tests de vérification des méthodes faisant intervenir des agents pathogènes humains doivent être effectués dans des laboratoires certifiés comme répondant au niveau de sécurité biologique II (OMS, 2005). Il est recommandé de réaliser les tests de méthodes faisant intervenir des micro-organismes non pathogènes, tels que des souches non pathogènes d'*Escherichia coli*, des spores bactériennes non pathogènes et des virus bactériens (coliphages, par exemple) dans des laboratoires certifiés conformes au niveau de sécurité biologique I (OMS, 2005). Si les tests sont pratiqués dans des pays où cette certification est indisponible, les laboratoires exécutants doivent être incités à appliquer et respecter les spécifications du *Manuel de sécurité biologique en laboratoire* (OMS, 2005).

Les entités qui s'acquitteront le mieux de l'évaluation des performances microbiologiques des procédés de TDE sont celles ayant déjà acquis de l'expérience dans une telle activité technique et ayant élaboré des protocoles détaillés et des plans de test spécifiques pour ces essais ou étant en mesure de le faire. Elles devront aussi avoir des connaissances en assurance de la qualité et avoir développé un projet de plan d'assurance de la qualité pour l'évaluation des performances ou être en mesure de le faire. L'existence d'équipements et d'installations appropriés, de personnel formé et expérimenté, de protocoles, de plans de test, de modes opératoires standardisés, de feuilles de travail, de systèmes de gestion des données et de projets de plans d'assurance de la qualité est essentielle pour la fiabilité et la qualité de la collecte, de l'analyse et du rapport des données provenant des études de validation ou d'évaluation des performances des méthodes de TDE.

A2.7 Micro-organismes de test : sélection et préparation

A2.7.1 Concentrations de micro-organismes de test dans les eaux de test

Les micro-organismes de test doivent être présents ou ajoutés dans les eaux de test en nombres suffisants pour déterminer si les réductions réalisées par le procédé sont suffisantes pour atteindre l'objectif sanitaire. Par exemple, dans le cas où l'on veut atteindre le niveau de risque de référence pour l'OMS de 10^{-6} DALY par personne et par an, il faut réaliser une réduction logarithmique décimale de 4 du micro-organisme de test

par la méthode de TDE et analyser 100 ml seulement d'eau traitée pour déterminer les concentrations restantes de ces microorganismes à l'issue du traitement. L'analyse d'un volume de 100 ml d'eau est soumise à une limite de détection inférieure de 1 micro-organisme pour 100 ml. Il faut donc qu'il y ait dans ce cas au moins 10 000 (10^4) de ces micro-organismes dans 100 ml d'eau ensemencée de départ, de manière à ce qu'une réduction logarithmique décimale de 4 ou plus aboutisse à une concentration de 1 à 0 germe pour 100 ml d'eau traitée. La concentration de microorganismes serait alors réduite de 10 000 pour 100 ml au départ à 1 microorganisme ou moins pour 100 ml d'eau traitée ($\log_{10}(10^4)$ au départ - $\log_{10}(1)$ finale = réduction \log_{10} de 4).

A2.7.2 Choix des micro-organismes

Le choix des micro-organismes de test est déterminant. Le mieux est d'effectuer ce choix à partir de données locales ou régionales fiables sur la nature des agents pathogènes contribuant le plus à la charge de maladies d'origine hydrique. L'agent pathogène associé au plus grand risque de provoquer une maladie d'origine hydrique ou contribuant le plus à la charge de morbidité due à ce type de maladie est l'objectif à viser par le TDE ou d'autres mesures de maîtrise des dangers. Le fait de connaître l'agent pathogène représentant le plus grand risque de maladie d'origine hydrique permet de choisir, de vérifier et de mettre en œuvre la méthode réduisant le plus efficacement les concentrations de cet agent pour atteindre un niveau de risque acceptable (par exemple le niveau de risque de référence de l'OMS de 10^{-6} DALY par personne et par an). De même, l'identification des agents étiologiques clés à l'origine des maladies véhiculées par l'eau fournit des informations étayant le choix des méthodes candidates pour traiter efficacement l'eau et réduire également efficacement la concentration de ces agents et le risque de maladie associé.

Par exemple, si l'agent pathogène représentant le plus grand risque de maladie d'origine hydrique et responsable de la plus forte charge de morbidité est *Vibrio cholerae* (agent étiologique du choléra) dans une collectivité particulière et si l'on sait que cet agent peut être dans une large mesure réduit par un nouveau filtre céramique, la désinfection solaire ou le chlore pour atteindre le niveau de risque de référence recommandé de 10^{-6} DALY par personne et par an, chacune de ces méthodes pourra être soumise à des tests pour vérifier son efficacité dans la réalisation de la réduction requise. Si l'on ne dispose pas des installations et des moyens nécessaires pour utiliser la bactérie *V. cholerae* dans les tests de provocation, il sera possible de se servir d'une souche de laboratoire d'*E. Coli* comme micro-organisme de test de substitution acceptable, car cette bactérie présente des propriétés similaires et peut être plus facile à cultiver et à manipuler en laboratoire. Cette souche constituera un substitut de l'agent pathogène préoccupant et sera destinée à représenter l'efficacité de la méthode contre l'ensemble des membres de sa classe (bactéries).

Les agents pathogènes de test recommandés et les microorganismes pathogènes de substitution ou indicateurs proposés pour remplacer ces agents dans l'évaluation ou la validation des performances des méthodes de traitement sont présentés dans le Tableau A2.3. Ces micro-organismes ne sont pas les seuls à prendre en compte, car d'autres agents pathogènes peuvent être responsables de la plus forte charge de morbidité pour une collectivité ou un pays particulier et ses ressources en eau, et donc nécessiter l'emploi d'indicateurs microbiens plus appropriés. S'il en est ainsi, un autre agent pathogène intéressant ou un indicateur de cet agent constituera un choix plus adéquat pour évaluer ou valider les performances des méthodes de traitement. Le

choix d'un agent pathogène de substitution pour les tests doit se fonder sur des tests en parallèle avec l'agent pathogène considéré et le substitut proposé du procédé de traitement ou de la méthode en question, opération qui a été réalisée pour certains procédés de traitement, avec publication des résultats dans des études soumises à un examen par des pairs. Par-dessus tout, le microorganisme substitut doit conduire à une estimation comportant une marge de sécurité de l'efficacité réductrice sur l'agent pathogène objectif.

Tableau A2.3. Principaux agents pathogènes de test et micro-organismes indicateurs pouvant les remplacer pour vérifier en laboratoire les performances des méthodes de TDE

Agent pathogène objectif	Alternatives recommandées	Observations/considérations particulières
<i>Campylobacter jejuni</i>	<i>E. coli</i> spp., <i>Enterococcus</i> spp. (par exemple <i>E. faecalis</i> et <i>E. faecium</i>), <i>Salmonella</i> spp., <i>V. cholerae</i>	<i>C. jejuni</i> est associé à un nombre de DALY relativement élevé ; <i>Salmonella</i> spp. et <i>C. jejuni</i> sont des agents pathogènes entériques courants. <i>E. coli</i> leur ressemblent (bactérie Gram-négative, en forme de bâtonnet) et certaines de ses souches sont non pathogènes. <i>Enterococcus</i> spp., en particulier <i>E. faecium</i> et <i>E. faecalis</i> , sont abondants dans les fèces, présents et persistants dans les eaux renfermant une contamination fécale et utilisés comme indicateurs fécaux de la qualité de l'eau à usage récréatif.
Rotavirus	Échovirus 12, MS2, φX-174, autres bactériophages	Les rotavirus sont hautement infectieux et à l'origine de fortes charges de morbidité chez les enfants ; l'échovirus 12, un picornavirus humain, ressemble à d'autres entérovirus et présente une faible pathogénicité et une similitude superficielle avec les virus des hépatites A et E, les norovirus et les astrovirus. MS2 et φX-174 sont des coliphages ressemblant superficiellement à des virus entériques humains et répondant de manière analogue à de nombreux procédés de traitement de l'eau.
<i>Cryptosporidium</i> ou <i>Giardia</i>	Spores de <i>Clostridium perfringens</i> , autres bactéries formant des spores (par exemple spores aérobies naturellement présentes dans les eaux naturelles ou ajoutées sous forme de spores de <i>Bacillus</i> spp.), particules inertes, <i>Entamoeba histolytica</i> ou <i>Entamoeba</i> spp.	<i>Cryptosporidium</i> et <i>Giardia</i> sont des protozoaires présents dans l'eau responsables d'importantes charges de morbidité. En l'absence de protozoaires non pathogènes qui leur ressemblent, il est suggéré d'utiliser les spores de <i>C. perfringens</i> (ou de clostridies réduisant les sulfites), de <i>Bacillus</i> spp. ou de spores aérobies présentes spontanément dans les eaux naturelles comme substituts ou comme indicateurs. Les méthodes utilisant le chlore étant sans efficacité contre <i>Cryptosporidium</i> , les spores de <i>C. perfringens</i> (clostridium réduisant les sulfites) ne constitueront pas un organisme indicateur adéquat car elles sont inactivées par le chlore. <i>E. histolytica</i> ou d'autres espèces du genre <i>Entamoeba</i> humaines (<i>E. dispar</i> ou <i>Entamoeba coli</i> , par exemple) sont également utilisables dans les tests de provocation. Dans le cas des méthodes reposant uniquement sur le tamisage, il est possible d'utiliser des particules inertes de 4-6 µm. Des microsphères artificielles fluorescentes ont été employées avec succès à cette fin.

Les moyens locaux de laboratoire peuvent restreindre la gamme des tests microbiologiques disponibles, notamment pour la détection précoce. La recherche d'*Escherichia coli* ou d'autres espèces bactériennes indicatrices à l'aide de kits ou de

méthodes d'analyse simples et peu onéreuses peut constituer la seule option disponible dans de nombreux contextes. La détection de bactéries spécifiques en tant qu'organismes de substitution ou indicateurs est maintenant plus aisée avec l'emploi de milieux de culture chromogéniques. Ces milieux contiennent un substrat spécifique qui facilite la détection de bactéries de substitution dans une eau renfermant de fortes concentrations de fonds d'autres bactéries par un changement de couleur spécifique (de la colonie bactérienne ou du bouillon de culture), indiquant la présence de la bactérie objectif. L'analyse systématique d'eau non traitée et traitée ensemencée avec *E. coli* ou une autre bactérie indicatrice peut fournir des informations utiles sur l'efficacité de la méthode de traitement et peut servir à déterminer si une technique ou une méthode atteint les niveaux recommandés d'efficacité *pour les bactéries uniquement*. La pratique de ces tests doit être encouragée car elle permet notamment d'évaluer l'intérêt de poursuivre les tests pour une méthode de traitement donnée. Néanmoins, les bactéries de test ne peuvent être utilisées pour connaître ou déduire les niveaux d'efficacité contre d'autres classes de micro-organismes tels que les virus ou les parasites protozoaires.

A2.7.3 Préparation et état des micro-organismes

Les méthodes de préparation et l'état des micro-organismes de test servant à ensemencer les eaux de test pour les études de provocation destinées à évaluer ou vérifier les performances des méthodes ont une importance déterminante. Il est recommandé de préparer ces micro-organismes par des méthodes fournissant des souches microbiennes reproductibles de qualité physique, chimique et biologique appropriée et uniforme. Pour la plupart de ces études, il est recommandé de purifier suffisamment les micro-organismes et de les disperser sous forme de particules discrètes (c'est-à-dire non agrégées, fixées ou intégrées à d'autres particules) dans des suspensions ne renfermant pas des quantités excessives de particules non microbiennes pouvant interférer avec les procédés de désinfection.

Il importe de déterminer dans quelle mesure l'agrégation microbienne, l'association de particules (solides) et la présence de particules ou de solutés interférents influent sur les performances de la méthode de TDE. Ces conditions dans lesquelles se trouvent physiquement les micro-organismes, ainsi que la composition et les concentrations des autres constituants présents dans l'eau ont tendance à modifier la réponse microbienne au traitement et l'efficacité de celui-ci. De telles conditions se rencontrent fréquemment dans les eaux environnementales utilisées pour l'approvisionnement en eau de boisson. Néanmoins, pour déterminer les effets des conditions interférentes sur les performances des méthodes en matière de réduction des micro-organismes, le mieux est d'utiliser des micro-organismes et des eaux de test dans lesquels ces facteurs sont contrôlés et bien caractérisés.

A2.7.4 Bactéries

Historiquement, les normes et les directives régissant les tests de performances microbiologiques des méthodes de traitement de l'eau et les exigences portant sur la qualité de l'eau traitée reposaient sur la réduction des bactéries membres du groupe des coliformes. Actuellement, l'OMS recommande d'utiliser plus spécifiquement *E. coli* comme membre de ce groupe le plus représentatif d'une contamination fécale de l'eau de boisson. *Escherichia coli* et d'autres coliformes sont essentiellement non pathogènes, très nombreux dans le tractus digestif des humains et des animaux (environ un milliard de cellules par gramme de fèces) et facilement cultivables en laboratoire. Certains coliformes autres qu'*E. coli* se rencontrent aussi couramment dans

l'environnement. L'utilisation de souches de laboratoire non pathogènes d'*E. coli* est recommandée pour les tests de provocation bactérienne des méthodes de TDE lorsque ces tests sont impossibles avec les agents pathogènes concernés. *Escherichia coli* B (ATCC 11303) est une souche largement disponible et constitue donc un choix approprié pour cet usage, même si d'autres organismes sont aussi utilisables. *Campylobacter jejuni* ou les espèces *Campylobacter* moins pathogènes, comme *Campylobacter coli*, ainsi que les espèces peu pathogènes de *Salmonella* peuvent servir pour évaluer ou valider les performances des méthodes si le laboratoire répond aux exigences du niveau de sécurité biologique II. Les espèces *Enterococcus*, en particulier *E. faecium* et *E. faecalis*, qui sont abondantes dans les fèces humaines et sont aussi présentes et persistantes dans les eaux environnementales contaminées par des matières fécales, peuvent également fournir des substituts appropriés des bactéries pathogènes dans l'évaluation des performances des méthodes de traitement. Les laboratoires pratiquant les tests de performances microbiologiques devront disposer de l'expérience et des capacités nécessaires pour manipuler les bactéries qui conviennent à cet usage. Il existe plusieurs méthodes standardisées pour le dénombrement d'*E. coli* et d'autres bactéries dans l'eau (voir ci-après).

A2.7.4.1 Méthode de préparation et procédures de manipulation

S'agissant des bactéries de test, il est préconisé de les cultiver en une nuit (ou sur une plus longue durée pour celles qui se multiplient lentement) sous forme de cultures pures dans un milieu non sélectif. L'utilisation d'un milieu de culture sélectif n'est généralement pas recommandée car les bactéries peuvent être lésées ou physiologiquement modifiées lorsqu'elles se développent dans un tel milieu. Les bactéries lésées répondent différemment aux processus de désinfection et autres stress environnementaux. En outre, les bactéries ont souvent tendance à être lésées et physiologiquement modifiées lorsqu'elles se trouvent dans de l'eau ou d'autres milieux environnementaux. Partir de cultures bactériennes déjà lésées ou physiologiquement modifiées par la présence d'inhibiteurs dans leur milieu de culture peut aggraver la détérioration de l'état physiologique de ces cellules selon des modalités non prédictibles qui ne seront pas typiques des bactéries pathogènes présentes dans l'eau provenant de déchets humains ou animaux ou d'autres sources.

Pour de nombreuses bactéries intéressantes comme des bactéries pathogènes ou indicatrices de pathogènes, les cultures préparées pour tester les méthodes de traitement de l'eau peuvent être utilisées immédiatement ou stockées en conditions réfrigérées pour être utilisées au cours de la même semaine de travail. Il convient de préparer de nouvelles cultures chaque semaine. Les cellules provenant de ces cultures peuvent être utilisées directement dans les études de provocation de certaines méthodes de traitement si elles sont fortement concentrées (ce qui autorise une très importante dilution dans les eaux de test), relativement dispersées et exemptes de matières solides étrangères ou de solutés dissous en quantités excessives, qui pourraient interférer avec le mode d'action de la méthode de traitement. Néanmoins, pour de nombreuses méthodes de TDE, les cellules bactériennes devront subir une purification plus poussée en vue de réduire la concentration de matières inhibitrices, susceptibles de compromettre le déroulement du test. Cette purification est habituellement effectuée en extrayant par centrifugation les cellules du milieu de culture avec une force égale à plusieurs centaines de fois la gravité, pendant plusieurs dizaines de minutes, et en remettant ces cellules en suspension dans un milieu compatible avec l'eau de test ou dans l'eau de test elle-même.

Pour les procédés de traitement physique de l'eau reposant sur l'exposition à des températures élevées, comme la pasteurisation thermique (désinfection dans des récipients

opaques, par exemple), ou sur l'exposition à la lumière solaire (désinfection solaire) ou au rayonnement UV émis par des lampes, il est possible d'utiliser directement les cultures bactériennes en les transférant avec leur milieu de culture sans autre étape dans les eaux de test. Les effets de la chaleur ou du rayonnement UV responsables de l'inactivation des bactéries seront probablement à peu près les mêmes que les cellules soient ajoutées aux eaux de test directement dans leur milieu de culture ou après une purification plus poussée par lavage, tant que la dilution de la culture dans l'eau de test est suffisante pour empêcher ses constituants de provoquer des interférences (par absorption ou blocage du traitement de désinfection UV). Néanmoins, pour tester les performances de la plupart des autres méthodes de TDE, il est recommandé de purifier davantage les cellules bactériennes avant l'ensemencement des eaux de test en raison du risque que l'état physique non souhaitable des bactéries ou la présence d'impuretés dans le milieu de culture interfèrent de manière imprévisible avec l'évaluation de la méthode de TDE.

Par exemple, pour réaliser les tests de provocation des méthodes de désinfection par le chlore ou un autre oxydant chimique, il est nécessaire de laver les bactéries de test en les extrayant par centrifugation du milieu de culture et en les remettant en suspension dans l'eau de test ou dans une eau présentant une faible demande en chlore pour libérer les cellules des solutés à forte demande en chlore présents dans ce milieu. Ajouter les bactéries dans leur milieu de culture à l'eau de test peut entraîner l'introduction de concentrations importantes de solutés à forte demande en chlore, qui provoqueront la consommation rapide du chlore et par conséquent l'absence de résidu de chlore pendant le temps de contact prévu.

Autre exemple : on étudie mieux la désinfection chimique, la filtration et la décantation avec des cellules dispersées. Certaines bactéries peuvent être cultivées dans des milieux de culture tout en restant essentiellement dispersées (sous forme de cellules individuelles discrètes) sans autre traitement. Pour de telles bactéries, les traitements supplémentaires visant à disperser les cellules sont inutiles. Cependant, si les bactéries de test ont tendance à s'agréger ou à s'agglomérer, il peut être nécessaire de les disperser par un traitement physique ou chimique. Dans le cas où l'on teste des méthodes de filtration, il est important d'utiliser des cellules dispersées pour prouver que la distribution en termes de tailles des pores du filtre est suffisamment fine pour exclure les cellules individuelles. Si les cellules sont agrégées sous forme d'amas, la taille effective des particules est nettement plus importante que celle des cellules bactériennes individuelles (discrètes) et les résultats obtenus ne sont donc pas suffisamment représentatifs des performances du filtre dans l'élimination de ces cellules individuelles. Les traitements visant à disperser les cellules comprennent des traitements physiques comme la sonication (dans un bain d'ultrasons, par exemple) ou la préfiltration à travers un filtre membrane qui élimine les agrégats bactériens mais laisse passer les cellules non agrégées (individuelles ou discrètes) et des traitements chimiques comme l'addition aux bactéries cultivées d'un tensio-actif à faible concentration (un détergent non ionique, par exemple) pour les disperser.

A2.7.4.2 Méthodes pour le dénombrement des bactéries dans les échantillons ensemencés

Les bactéries sont habituellement titrées par des méthodes quantiques (présence/absence) ou des méthodes énumératives. Le titrage quantique fait intervenir des dilutions en série de l'échantillon, l'inoculation de plusieurs cultures pour chaque dilution de l'échantillon, l'attribution d'un score positif ou négatif à chacune des

cultures inoculées pour caractériser la croissance bactérienne, et l'utilisation des nombres de cultures positives et négatives correspondant à des dilutions clés pour estimer la densité bactérienne comme le nombre le plus probable (NPP) par unité de volume de l'échantillon. Les méthodes de culture énumératives reposent habituellement sur le dénombrement des colonies de bactéries sur un milieu solide (généralement de l'agar-agar) ou un filtre membrane ayant reçu un volume unitaire d'échantillon. Les méthodes énumératives (comptage des colonies) employant un milieu à base d'agar-agar incluent les méthodes par incorporation, étalement et dépôt ponctuel sur plaque. On inocule un volume unitaire de l'échantillon sans dilution ou après dilution sur une plaque d'agar-agar solidifié (en l'étalant sur toute la surface ou en appliquant de petits volumes séparés en surface de la gélose sous forme de gouttes ou de taches discrètes) ou encore on mélange ce volume à l'agar-agar fondu, puis on le verse dans une boîte de Pétri pour qu'il se solidifie à nouveau. Dans le cadre de la méthode de filtration sur membrane, on filtre un volume d'échantillon dilué ou non dilué à travers un filtre à membrane microporeuse qui retient les bactéries. On place ensuite la membrane à la surface d'une plaque enduite de milieu de culture. Après incubation pour que les bactéries se développent et forment des colonies sur les plaques d'agar-agar ou les filtres membranes placés sur ces plaques, on dénombre les colonies pour déterminer la concentration d'unités formant des colonies par volume unitaire d'eau.

On dispose d'une large palette de techniques et de méthodes pour dénombrer les bactéries *E. coli* dans des échantillons d'eau (NRC, 2004), et notamment celles publiées dans *Standard methods for the examination of water and wastewater* (Eaton et al., 2005) et celles établies entre autres par l'USEPA (USEPA, 2002a,b, par exemple), ASTM International D5392-93 (ASTM, 2006) et l'Organisation internationale de Normalisation. Les méthodes EPA 1603 et 1604 (USEPA, 2002a,b) et la Standard Method 9222 (Eaton et al., 2005) décrivent des méthodes de filtration sur membrane de base pour la numération d'*E. coli* dans des échantillons d'eau. Ces méthodes sont recommandées pour quantifier la présence d'*E. coli* dans des échantillons d'eau traitée ou non traitée ensemencée.

A2.7.5 Virus

Les virus sont des parasites intracellulaires obligatoires qu'il faut cultiver et titrer dans des cellules vivantes. Les virus utilisés pour évaluer les méthodes de traitement de l'eau de boisson peuvent être les agents viraux pathogènes pour l'homme visés, des virus de la bactérie *E. coli* (coliphages), d'autres bactériophages qui servent d'indicateurs ou encore des virus substituts. Certains groupes taxonomiques de coliphages et d'autres bactériophages ressemblent à des agents pathogènes viraux humains par la taille, la forme et la composition générales, par la persistance dans l'environnement et par la réponse au procédé de traitement de l'eau. Cependant, par comparaison avec les virus pathogènes pour l'homme, il est plus facile et moins dangereux de les propager, de les titrer et de les manipuler dans les études d'évaluation et de vérification des performances technologiques. Les agents pathogènes viraux humains objectifs constituant les plus grandes sources de risque dans l'eau de boisson sont notamment les virus des hépatites A et E (à l'origine d'hépatites infectieuses), les rotavirus et les norovirus (virus de Norwalk et calicivirus ou norovirus humains apparentés). Ces virus doivent être employés dans des laboratoires certifiés comme bénéficiant d'une sécurité biologique de niveau II. Par conséquent, la validation des performances technologiques des procédés de TDE à l'aide de ces virus ne peut s'effectuer que dans un nombre limité de laboratoires régionaux certifiés de niveau II et dont le personnel dispose de connaissances et de

compétences concernant les procédures de vérification des méthodes de traitement. Dans ces laboratoires, il est possible de cultiver le virus de l'hépatite A, des rotavirus et des calicivirus et de les titrer dans des cultures de cellules de mammifère. Ces virus peuvent ensuite être purifiés et ensemencés dans des eaux de test dans le cadre d'études de vérification des méthodes de traitement. Les norovirus humains ne sont pas cultivés sur des cultures cellulaires de mammifère en laboratoire et ne sont donc pas pratiques à utiliser dans les études de vérification des méthodes de traitement de l'eau. Certains calicivirus ou norovirus non humains tels que les calicivirus félins et les norovirus murins peuvent être utilisés comme substituts des norovirus humains dans les études d'évaluation et de vérification des méthodes de TDE. Toutefois, l'usage de ces virus suppose aussi un laboratoire disposant d'un niveau de sécurité biologique II et de personnel suffisamment formé et expérimenté.

A2.7.5.1 Utilisation des coliphages comme substituts des virus humains dans les tests en laboratoire

Lorsque cela est possible, on utilisera des virus humains pour réaliser les tests de provocation par des virus des méthodes de TDE. Néanmoins, ces virus sont pathogènes pour l'homme et classés comme des agents relevant du niveau de sécurité biologique II (ou plus). En tant que tels, ils nécessitent des équipements, des installations et une formation spécialisés. Par conséquent, l'utilisation de bactériophages (virus de bactéries) comme substituts des virus humains est une alternative acceptable et même préférable, notamment lorsqu'on ne dispose pas de laboratoire de sécurité biologique II et d'analystes formés aux procédures répondant à ce niveau de sécurité. Les bactériophages sont largement acceptés et employés pour la validation des méthodes de traitement de l'eau, y compris les méthodes de traitement par irradiation UV, filtration et désinfection chimique. Plusieurs virus différents d'*E. coli* (coliphages), ainsi que d'autres bactéries entériques, sont efficaces, pratiques et largement utilisés pour tester les méthodes de traitement de l'eau. Il s'agit des coliphages FARN et de la famille des Leviviridae, dont les phages MS2 et Qbêta, des petits coliphages contenant de l'acide désoxyribonucléique (ADN) appartenant à la famille des Microviridae, tels que le phage ϕ X-174, et des bactériophages à ADN de plus grande dimension appartenant à la famille des Tectiviridae, tels que le phage PRD1. La condition essentielle pour l'utilisation de ces bactériophages est la disponibilité de souches appropriées d'*E. coli* ou d'autres bactéries hôtes. La capacité de ces bactéries hôtes à croître et à titrer efficacement les bactériophages auxquels elles sont sensibles et pour lesquels elles sont des cellules hôtes spécifiques doit être régulièrement entretenue et testée. Parmi les cellules hôtes préférées figurent les souches *E. coli* Famp et K12 pour les phages MS2 et Q-bêta, la souche *E. coli* C pour le phage ϕ X-174 et *Salmonella typhimurium* LT2 (une bactérie hôte pathogène) pour le phage PRD1. Il est recommandé d'utiliser les phages MS2 et ϕ X-174, qui sont présentés plus en détail ci-après.

MS2 est un coliphage mâle-spécifique, icosaédrique, non enveloppé, présentant un point isoélectrique (pI) de 3,9. Il est souvent employé pour modéliser les virus entériques, en raison de sa similitude avec les poliovirus et les virus des hépatites en termes de taille ($d = 24-25$ nm) et de forme (icosaédrique) et de présence d'acide nucléique [acide ribonucléique simple brin (ARN)]. Il appartient au génotype I, peu sensible aux influences de l'environnement, des coliphages FARN et il a été montré que sa présence dans l'eau était fortement associée à celle de virus entériques dans les échantillons environnementaux. Il est également utile dans les applications de laboratoire en raison de sa nature non pathogène et de la facilité avec laquelle on peut le récupérer, le

dénombrer et obtenir des titres élevés. Il est probable que les nombres relatifs de virus entériques humains et de coliphages F+ ne sont pas exactement corrélés à tout instant dans l'environnement en raison de la présence variable de virus entériques pathogènes parmi les collectivités humaines. Les coliphages sont normalement présents dans l'eau contaminée par des matières fécales, mais les virus entériques ne s'y trouvent que périodiquement, par exemple durant les flambées, lorsque l'agent pathogène est excrété par les personnes infectées (Grabow, 2001). Le phage ϕ X-174 est un virus sphérique somatique, de petite dimension (diamètre = 25 nm, pl = 6,6) contenant de l'ADN en tant qu'acide nucléique. Il est également utile comme indicateur de la présence de virus entériques dans l'eau, grâce à sa facilité de détection et à sa corrélation avec les virus entériques dans l'eau et les eaux usées (Grabow, 2001). Les propriétés électrostatiques des bactériophages peuvent différer de celles des virus entériques. En conséquence, leurs comportements en matière d'adsorption ou d'association avec les autres particules présentes dans l'eau peuvent ne pas être identiques, et l'inactivation de ces bactériophages n'est parfois pas représentative de celle de tous les autres virus. Sobsey et al. (1995) ont constaté cependant que les coliphages F-spécifiques (mâles) présentaient un comportement comparable à celui du virus de l'hépatite A et du rotavirus simien SA-11 dans la modélisation à l'échelle du laboratoire des procédés de traitement de l'eau de boisson tels que les opérations de floculation, de coagulation et décantation, la filtration rapide sur sable et la désinfection par le chlore. On dispose également de certains éléments indiquant que le coliphage MS2 pourrait être un estimateur prudent d'autres virus, dont le poliovirus de type 1, dans la filtration lente sur sable (Schijven et al., 2003). Ce coliphage est un indicateur intégrant une marge de sécurité de la présence de certains agents pathogènes viraux dans l'eau soumise à un traitement par irradiation UV, qui nécessitent une dose plus forte d'UV pour être inactivés que d'autres pathogènes, dont les rotavirus, les poliovirus et le virus de l'hépatite A (Jevons, 1982 ; Wolfe, 1990 ; Wilson, 1992).

A2.7.5.2 Préparation et purification des souches de bactériophages

Il est possible de faire croître les bactériophages dans leurs cellules hôtes cultivées, puis de les récupérer et de les utiliser pour les utiliser dans les études d'évaluation et de validation des performances des méthodes de TDE. On peut donc les cultiver (les propager) en les laissant infecter les cellules hôtes dans des cultures d'enrichissement en milieu liquide et se répliquer dans ces cellules grâce à des méthodes similaires à celles utilisées pour leur titrage quantique après enrichissement. Habituellement, on commence par propager la bactérie hôte dans le milieu de culture liquide jusqu'à la phase exponentielle de croissance. On ajoute ensuite les bactériophages à la culture bactérienne dans un rapport d'environ 1 bactériophage pour 10-1000 cellules. La culture est incubée à nouveau en maintenant un mélange permanent pour permettre la réalisation de plusieurs cycles d'infection, de réplication et de lyse des cellules hôtes par les bactériophages (habituellement : 25 heures). La culture résultante est ensuite centrifugée à 1000-5000 g pendant 15-30 minutes pour faire décanter les débris de cellules hôtes lysées et le surnageant, qui constituera la souche bactériophage brute, est récupéré. Il est alors possible de propager les bactériophages en les récupérant à partir des plaques d'épreuve enduites d'agaragar présentant une lyse confluyente (lyse à 100 %) des cellules hôtes. Cette opération s'effectue en transférant par grattage l'agar-agar contenant les virus et les débris des cellules hôtes lysées dans un petit volume d'eau tamponnée, en mélangeant cette suspension pour libérer les virus du milieu d'agar-agar recouvert et des cellules hôtes lysées, en la centrifugeant à vitesse

moyenne (1000-5000 g pendant 10-30 minutes) pour faire décanter l'agar-agar et les débris de cellules hôtes et récupérer ensuite le surnageant constituant la souche bactériophage brute. Cette souche peut être employée pour vérifier les performances des procédés de traitement thermique comme le passage à l'ébullition ou la désinfection solaire utilisant uniquement la chaleur.

Pour qu'ils puissent servir aux études d'évaluation ou de validation des performances des méthodes de traitement de l'eau comme la désinfection chimique, la désinfection UV ou d'autres traitements chimiques (coagulation et précipitation, par exemple), il est recommandé de soumettre les virus à une purification plus poussée par extraction au chloroforme ou par d'autres solvants organiques (hydrocarbures fluorés, par exemple). La souche virale constituant le surnageant récupéré à partir du titrage sur plaque ou de la propagation en culture d'enrichissement peut être extraite à l'aide d'un solvant (chloroforme ou hydrocarbure fluoré, par exemple) ajouté à la souche virale surnageante dans un rapport d'une partie de solvant pour 2-10 parties de souche virale. La solution obtenue est mélangée vigoureusement à la main ou avec un mélangeur à vortex pour créer une émulsion. Cette émulsion est ensuite centrifugée à 3000-5000 g pendant 30 minutes pour séparer le matériau viral aqueux du solvant organique. Le surnageant aqueux obtenu renfermant le virus est récupéré par aspiration ou transvasement et laisse derrière lui le solvant organique et tous les débris décantés.

Pour utiliser cette suspension de virus dans l'évaluation de certaines méthodes de filtration servant au traitement de l'eau, il est conseillé de la purifier de manière plus poussée en éliminant les gros agrégats de particules virales par préfiltration et en récupérant le filtrat contenant la souche virale relativement dispersée. Cette préfiltration s'effectue habituellement à travers des filtres membranes à faible teneur en protéines liantes, comme des filtres en polycarbonate ou en esters de cellulose spécialement traités. Le virus extrait au chloroforme peut être filtré successivement sur des filtres ayant une taille de pore de 1 μm (ou de 0,45 μm), puis de 0,2 μm , et être ensuite récupéré dans le filtrat sous forme de souche virale dispersée.

Les diverses méthodes pour cultiver et purifier les souches de bactériophages sont résumées dans Carlson (2004).

A2.7.5.3 Méthodes de dénombrement des bactériophages dans les échantillons ensemencés

Les coliphages sont faciles à cultiver et à titrer dans des cultures bactériennes par des méthodes standard largement utilisées en microbiologie générale, médicale, alimentaire et environnementale. Des procédures standardisées de culture et de titrage des coliphages ont été mises au point, évaluées et certifiées par des entités nationales et internationales (Mooijman et al., 2001, 2005 ; USEPA, 2001a,b ; Sobsey et al., 2004). Il s'agit notamment de méthodes quantiques et énumératives au moyen desquelles on quantifie les concentrations de coliphages dans les échantillons d'eau par le biais de leur capacité à infecter et à lyser leurs cellules bactériennes hôtes. Dans les titrages énumératifs, les virus forment des zones claires de lyse (plaques) dans la pelouse de bactéries hôtes sur les plaques enduites d'agar-agar. Pour obtenir ce résultat, on mélange un volume d'échantillon d'eau à des bactéries hôtes, puis à de l'agar-agar fondu. Ce mélange est ensuite versé sur une plaque de culture afin qu'il durcisse et incube de manière à permettre aux virus d'infecter et de lyser les cellules hôtes dans le milieu de culture ; ces zones de lyse, appelées plaques, sont ensuite dénombrées. La concentration de bactériophages est exprimée en unités formant plaque par unité de volume de l'échantillon d'eau. Cette méthode de dénombrement des bactériophages

sur plaque enduite d'agar-agar est analogue aux méthodes de comptage des colonies en milieu de culture pour le dénombrement des bactéries.

Dans les méthodes de titrage quantiques, on inocule plusieurs volumes d'échantillon dans des cultures séparées de bactéries hôtes dans un milieu de culture liquide et on les fait incuber pour permettre aux bactériophages d'infecter et de lyser les cellules hôtes. Les cultures d'enrichissement positives pour les coliphages sont détectées en prélevant un petit volume de chaque culture, en le déposant sous forme de tache sur une pelouse de bactéries hôtes dans l'agaragar, en laissant incuber pour permettre aux coliphages présents dans les taches et provenant des cultures d'enrichissement d'infecter et de lyser les cellules hôtes. On estime ensuite la concentration de coliphages en recensant les volumes d'échantillons enrichis et déposés ponctuellement positifs et négatifs pour la lyse, sous forme de nombre le plus probable (NPP). Cette méthode de détermination du NPP sur culture d'enrichissement pour le titrage des bactériophages ressemble superficiellement aux méthodes de détermination du NPP en milieu de culture pour le titrage des bactéries. Une modification récente de la procédure pour repérer les cultures d'enrichissement positives pour les coliphages consiste à mélanger une goutte de culture d'enrichissement avec une goutte de réactif de détection contenant des perles en matière plastique enduites d'anticorps dirigés spécifiquement contre les coliphages. Les coliphages présents dans la culture d'enrichissement réagissent avec les anticorps fixés sur les perles, ce qui amène ces dernières à s'agglutiner et à former des agrégats visibles. Cette procédure, appelée agglutination des particules, est à la fois simple (mélange de deux gouttes liquides prélevées dans la culture d'enrichissement et dans le réactif de détection et déposées ensemble sur une surface solide) et rapide (moins d'une minute pour détecter l'agglutination ou la formation d'agrégats) (Love & Sobsey, 2007).

À la différence des virus entériques humains et autres virus infectant les mammifères qui exigent une sécurité biologique de niveau II, des laboratoires bénéficiant d'une sécurité biologique de niveau I et disposant d'installations et d'équipements relativement rudimentaires suffisent pour travailler sur ces bactériophages. Des méthodes détaillées pour la propagation, la conservation et le dénombrement des bactériophages et de leurs cellules hôtes sont fournies par l'USEPA [EPA Methods 1601/1602 for the analysis of F+RNA (male-specific) and somatic coliphages in water samples (USEPA, 2001a,b)]. Les Standard Methods correspondantes sont référencées 9224B, C, D, E et F (Eaton et al., 2005). Elles reposent sur les méthodes décrites par Adams (1959). D'autres protocoles de laboratoire pour la manipulation des bactériophages sont disponibles (Carlson, 2004).

A2.7.6 Protozoaires parasites

Les protozoaires parasites que l'on cherche souvent à éliminer dans l'eau de boisson sont *Cryptosporidium parvum*, un protozoaire coccidien zoonotique, et *C. hominis*, une espèce plus courante infectant l'homme. Ces deux espèces de *Cryptosporidium* sont relativement petites (37 µm de diamètre) par rapport à d'autres parasites véhiculés par l'eau importants et relativement persistantes dans l'environnement et résistantes à la désinfection chimique. Elles sont largement présentes chez l'homme et l'animal dans le monde entier et peuvent provoquer des maladies gastro-intestinales chez les personnes en bonne santé et des maladies plus sévères, menaçant le pronostic vital, chez les personnes immunodéprimées. Dans certaines parties du monde, d'autres parasites, comme *Giardia intestinalis* et *Entamoeba histolytica*, peuvent être des protozoaires pathogènes objectifs plus appropriés pour les mesures de maîtrise des dangers dans

l'eau de boisson, car leur prévalence et leur contribution à la charge de maladies d'origine hydrique parmi les populations sont plus importantes. L'utilisation d'oocystes de *Cryptosporidium* ou d'autres parasites dans les études de vérification des méthodes de traitement de l'eau de boisson suppose une source fiable de parasites, des installations de laboratoire répondant aux exigences de la sécurité biologique de niveau II et du personnel de laboratoire expérimenté. Dans le cas des oocystes de *Cryptosporidium*, la source est habituellement constituée d'animaux hôtes expérimentalement infectés, tels que des veaux nouveau-nés, qui excrètent de fortes concentrations d'oocystes dans leurs fèces. La production de souches d'oocystes de *Cryptosporidium* est techniquement difficile et chronophage en raison de la nécessité de traiter de manière éthique les animaux de laboratoire, de recueillir avec soins les matières fécales de ces animaux renfermant des oocystes, et de purifier et de conserver de manière appropriée ces oocystes. Dans certains pays plus développés sur le plan technologique, les oocystes de *Cryptosporidium* et les cystes de certains autres protozoaires tels que *Giardia intestinalis* (ou son équivalent murin, *Giardia muris*) sont disponibles dans le commerce. Le coût d'achat de ces protozoaires dans le commerce est relativement élevé et leur expédition requiert des manipulations spéciales s'ils sont encore viables et infectieux. Néanmoins, des oocystes de *Cryptosporidium* et des cystes de *Giardia* qui ont été rendus non viables et ont été teintés avec des colorants fluorescents sont aussi disponibles à la vente. De tels cystes et oocystes de protozoaires parasites non viables et fluorescents sont utiles pour l'évaluation des performances des méthodes de TDE telles que les filtres opérant une élimination physique des micro-organismes.

Pour les études d'évaluation ou de validation des performances de certaines méthodes de traitement de l'eau de boisson qui réalisent la réduction de la charge d'agents pathogènes par élimination physique, comme la filtration, la coagulation-floculation-décantation et la décantation, les méthodes analytiques pour détecter et quantifier les parasites présents dans l'eau peuvent reposer sur le dénombrement direct sous microscope. Cet examen microscopique nécessite habituellement une concentration plus poussée et une coloration des parasites présents dans les échantillons d'eau (habituellement par des méthodes immunochimiques telles que la coloration par des anticorps fluorescents) pour pouvoir procéder ensuite à un dénombrement sous microscope, habituellement par microscopie en épifluorescence. Ces opérations sont particulièrement nécessaires pour les échantillons d'eau traitée dans lesquelles les concentrations résiduelles de parasites sont parfois très faibles en raison de leur élimination par le procédé de traitement. Cet examen par microscopie de fluorescence est techniquement exigeant et chronophage, et requiert des réactifs immunofluorescents, un microscope épifluorescent de qualité et un analyste formé.

Pour les méthodes de traitement de l'eau de boisson reposant sur l'inactivation des parasites par un procédé de désinfection physique ou chimique et non par une élimination physique, comme par exemple un traitement thermique, une irradiation UV ou une chloration, l'évaluation des performances se fonde sur la réduction de l'infectiosité des parasites. Les titrages de l'infectiosité des parasites consistant au départ à infecter un animal de laboratoire ou des cultures cellulaires de mammifère sont techniquement difficiles et coûteux à réaliser et nécessitent des installations et des équipements spécialisés. Les moyens pour pratiquer ces titrages chez des animaux ou sur des cultures cellulaires peuvent ne pas être disponibles dans certains pays ou certaines parties du monde. De nombreux parasites peuvent être soumis à des tests pour évaluer leur « viabilité » et les évolutions de ce paramètre (sous l'effet d'un traitement thermique), reposant sur l'exclusion ou l'absorption de colorants chimiques ou d'autres

propriétés colorantes vitales. Néanmoins, il est maintenant bien attesté que ces titrages ne sont pas des prédicteurs fiables de l'infectiosité ou de ses évolutions sous l'effet du procédé de traitement. Ils ne doivent pas être utilisés pour déterminer les réductions de l'infectiosité des protozoaires parasites dans les études de vérification des méthodes de traitement de l'eau de boisson.

Dans la mesure du possible et lorsque cette option convient, on utilisera *Cryptosporidium* pour mettre à l'épreuve les méthodes de TDE. Comme les ressources pour produire ce parasite et l'analyser par microscopie ou pour estimer son infectiosité peuvent ne pas être disponibles dans certains pays ou certaines régions du monde, d'autres approches sont nécessaires pour évaluer les méthodes de traitement de l'eau de boisson sous l'angle de la réduction des protozoaires parasites. Une alternative pratique et raisonnablement fiable à l'utilisation des parasites eux-mêmes consiste à se servir à la place d'indicateurs microbiens. Les plus largement utilisés de ces indicateurs et ceux dont l'utilisation pour attester de la réduction des protozoaires parasites par les procédés de traitement de l'eau est la mieux documentée sont les spores de la bactérie anaérobie *Clostridium perfringens* ou les spores de *Bacillus* spp. (aérobies). Les spores de *Clostridium perfringens* sont de petite dimension (environ 1 µm de diamètre), stables, persistantes dans l'environnement et relativement résistantes aux procédés de désinfection physique et chimique. *Clostridium perfringens* peut être obtenue à partir de collections de référence ou isolée à partir d'eau, de déchets ou de sols par culture sur un milieu différentiel et sélectif, suivie d'une confirmation biochimique. Les souches de référence de *C. perfringens* connues pour être efficaces dans la production de spores (sporulation) sont préférables à celles obtenues par isolement primaire de souches inconnues naturellement présentes dans le milieu environnemental. En effet, *C. perfringens* fournit généralement une sporulation peu efficace et il est parfois nécessaire de tester de nombreux isoléments pour identifier une souche dont la sporulation est efficiente. Les spores de *Bacillus* spp. (de *Bacillus subtilis* ou *Bacillus atrophaeus*, par exemple) peuvent être récoltées dans les eaux naturelles, sont relativement faciles à cultiver pour atteindre des titres élevés, sont aisées à dénombrer et présentent plusieurs des avantages de *C. perfringens* pour la modélisation des procédés de traitement. Néanmoins, ces spores peuvent germer dans certaines conditions environnementales et expérimentales, ce qui entraîne la formation et la croissance de cellules végétatives. Des précautions devront donc être prises pour préserver l'intégrité des spores de *Bacillus* et prévenir leur germination et la prolifération de ces cellules végétatives. Le potentiel de germination des spores et de croissance des cellules végétatives dans le système de test doit donc être pris en compte et contrôlé et les prélèvements réalisés pour les tests de provocation doivent être analysés dès que possible après collecte. Des problèmes de germination similaires se posent aussi avec *C. perfringens*, mais le potentiel d'apparition de ces phénomènes est bien moindre que pour les spores de *Bacillus* dans la mesure où *C. perfringens* est anaérobie.

Lorsque le mécanisme mis en jeu par la méthode pour réduire les protozoaires est une élimination physique reposant sur l'exclusion stérique, d'autres particules synthétiques peuvent être utilisées comme substituts. Ces particules peuvent être des perles fluorescentes de dimension, de masse volumique et de forme identiques à celles du protozoaire (oocystes de *Cryptosporidium*, par exemple), que l'on peut dénombrer par un certain nombre de méthodes incluant la microscopie de fluorescence.

A2.7.6.1 Utilisation des spores de *Clostridium perfringens* comme indicateurs des espèces *Cryptosporidium* et d'autres protozoaires

Il a été suggéré d'utiliser les spores de *Clostridium perfringens* comme substituts expérimentaux des oocystes de *Cryptosporidium* dans la modélisation des procédés de traitement et du transport en raison de leur résistance à la désinfection chimique et de leur stabilité dans l'environnement (Venczel et al., 1997 ; Sartory et al., 1998). Pour les procédés de traitement reposant sur le tamisage physique, les spores de 1 µm peuvent fournir un indicateur prudent du comportement des oocystes plus gros (5 µm) (Schijven et al., 2003). Elles peuvent aussi constituer le meilleur substitut pour l'inactivation de *Cryptosporidium* dans le cadre d'une désinfection chimique en raison de leur résistance relative à l'inactivation par le chlore. Venczel et al. (1997) ont constaté l'inactivation de *C. perfringens* avec une réduction logarithmique décimale de 1,4 et l'absence d'inactivation mesurable des oocystes de *Cryptosporidium* après exposition à du chlore libre pendant 4 heures, alors que l'inactivation de ces deux micro-organismes était similaire avec un désinfectant oxydant mixte. Payment et ses collègues (Payment et al., 1985 ; Payment & Franco, 1993) ont relevé que la présence de *C. perfringens* et des coliphages était bien corrélée avec celle de *Cryptosporidium*, de *Giardia* et de virus entériques humains dans le cadre de leur élimination par des procédés de traitement de l'eau. L'irradiation UV et l'inactivation thermique sont des procédés de traitement de l'eau moins efficaces contre les spores bactériennes que contre les protozoaires, les bactéries végétatives et les virus. Les spores de *C. perfringens* peuvent donc fournir un indicateur prudent de l'efficacité de ces méthodes de traitement contre des protozoaires véhiculés par l'eau tels que *Cryptosporidium*, *Giardia* et *Entamoeba*.

Méthode de production

Les spores de *Clostridium perfringens* sont obtenues en cultivant des bactéries sur un milieu de sporulation dans des conditions qui favorisent la formation de spores. Il existe plusieurs milieux de sporulation permettant de propager les spores de *C. perfringens*, mais le milieu de Duncan-Strong et ses variantes sont largement utilisés et recommandés (Duncan & Strong, 1968 ; Labbe, Somers & Duncan, 1976 ; Labbe & Rey, 1979 ; Hsieh & Labbe, 2007). Les spores ensuite récoltées peuvent être conservées en conditions réfrigérées sur des périodes prolongées (semaines) ou sous forme congelée (plusieurs mois, voire des années).

Analyse des spores de *Clostridium perfringens*

Les spores sont habituellement quantifiées ou dénombrées par des méthodes de culture en milieu sélectif et différentiel. Pour titrer uniquement les spores et non les cellules végétatives susceptibles d'être également présentes dans les échantillons, ces derniers sont prétraités par exposition thermique, généralement à 70 °C pendant 15-30 minutes, avant d'être mis en culture. Pour le titrage quantique par des méthodes consistant à mettre en culture plusieurs échantillons pour obtenir des estimations de la concentration reposant sur la détermination du NPP, il est préférable d'utiliser comme milieu de culture du lait contenant du sulfate de fer, avec une incubation à 41 °C. Dans ce milieu, la croissance de *C. perfringens* est détectée par une fermentation violente, qui se produit lorsque le milieu bloque et piège les bulles de gaz produites par le développement des bactéries. Il est également possible de titrer *C. perfringens* dans des échantillons d'eau par des méthodes de filtration sur membrane, avec incubation sur un milieu sélectif tel que le milieu mCp modifié par Armon & Payment (1988) à partir de la formulation originale de Bisson & Cabelli (1979) ou le milieu TSC (Sartory et al., 1998 ; Adcock

& Saint, 2001). Des études récentes laissent à penser que le milieu TSC est équivalent, voire supérieur, au milieu mCp pour le dénombrement de *C. perfringens* (Araujo et al., 2001, par exemple).

La méthode ASTM D5916-96(2002) [Standard Test Method for Detection and Enumeration of *Clostridium perfringens* from Water and Extracted Sediments by Membrane Filtration (MF)] (ASTM, 2002) est couramment utilisée pour quantifier la présence de *C. perfringens* après filtration sur membrane et incubation sur un milieu sélectif. La Health Protection Agency du Royaume-Uni (2004) a mis au point une méthode normalisée pour dénombrer *C. perfringens* après incubation sur un milieu TSC.

A2.7.6.2 Utilisation des spores de *Bacillus* spp. comme indicateurs de *Cryptosporidium* et d'autres protozoaires

Il a été proposé d'utiliser les spores de *Bacillus* spp. comme substituts expérimentaux des oocystes de *Cryptosporidium* dans la modélisation des procédés de traitement et du transport. Les espèces *Bacillus* et d'autres populations bactériennes aérobies formant des spores sont relativement résistantes à la désinfection, sont stables dans l'environnement et se trouvent souvent dans les eaux naturelles à des concentrations suffisantes pour servir à la détermination de réductions de plusieurs unités logarithmiques (Dey et al., 1998 ; Nieminski, Bellamy & Moss, 2000 ; Chauret et al., 2001 ; Verhille et al., 2003).

Méthode de production

Les spores de *Bacillus* spp. sont obtenues en cultivant des bactéries dans un milieu de sporulation qui favorise la formation de spores. Plusieurs milieux de sporulations sont disponibles pour propager les spores de *Bacillus*, mais le milieu AK Agar #2 (Sporulating Agar) est largement utilisé et recommandé. Les spores ensuite récoltées peuvent être conservées en conditions réfrigérées sur des périodes prolongées (semaines) ou sous forme congelée (plusieurs mois, voire des années) si elles sont placées dans du glycérol à 7-10 % à -80°C. Les méthodes permettant de produire des spores sont décrites en détail dans Dey et al. (1998) et Chauret et al. (2001). Lorsqu'on utilise des spores de *Bacillus* pour évaluer les performances de méthodes de traitement, il faut tenir compte de leur capacité à germer pour donner des cellules végétatives et se reproduire (se multiplier). L'emploi de ces spores dans le cadre d'études de provocation visant à tester des méthodes, dans des conditions pouvant conduire à leur germination et à leur propagation, n'est pas recommandé. Les procédés de traitement physique faisant intervenir une activité biologique ou des temps de contact prolongés peuvent conduire à la germination des spores de *Bacillus* et à la multiplication des cellules végétatives. Il faut éviter d'utiliser ces spores lorsqu'il existe un risque qu'apparaissent de telles conditions dans la procédure de test. D'une manière générale, il convient de titrer *Bacillus* dans les échantillons d'eau de test prélevés pour les études de performances technologiques dès que possible après leur collecte pour éviter la germination des spores et la propagation des cellules végétatives. Si les échantillons doivent être conservés avant analyse, ils doivent être tenus au froid (à 4 °C de préférence).

Titrage des spores de *Bacillus* spp.

Ces spores sont habituellement quantifiées et dénombrées par des méthodes de culture sur milieu différentiel sélectif ou non sélectif. Le milieu non sélectif couramment utilisé est l'agaragar nutriment (plaques), mais il faut veiller à distinguer les spores de *Bacillus* des autres bactéries qui se développeront sur ce milieu. L'addition de bleu de bromothymol à raison de 0,005 % (poids par volume) dans l'agar-agar nutriment facilite le dénombrement des colonies (Francis et al., 2001). Pour ne titrer que les spores et non les cellules végétatives pouvant être présentes dans les échantillons, on soumet ceux-ci à un prétraitement par exposition thermique, habituellement à 70°C pendant 15-30 minutes, avant la culture sur le milieu à 37°C pendant 24 heures. Il a été mis au point une méthode accessible reposant sur la filtration sur membrane et permettant le dénombrement rapide des spores de *Bacillus* spp. dans différents types d'eaux (Francis et al., 2001).

A2.8 Efficacité des méthodes de TDE

Des estimations des réductions des bactéries, des virus et des protozoaires véhiculés par l'eau obtenues avec plusieurs des méthodes de TDE précédemment mentionnées sont résumées dans le Tableau A2.4. Ce Tableau a été extrait de la quatrième édition des GDWQ (OMS, 2011). Les réductions ont été déterminées à partir de résultats d'études rapportés dans la littérature scientifique. Deux catégories d'efficacité sont mentionnées : les réductions de référence et les réductions maximales. Les réductions de référence sont celles typiquement attendues dans la pratique réelle sur le terrain lorsque des personnes disposant de compétences relativement limitées appliquent le traitement à des eaux brutes de qualités moyenne et variable et lorsque les instruments ou les installations auxiliaires pour optimiser les conditions et la pratique de ce traitement sont réduits au minimum. Les réductions maximales sont celles pouvant être obtenues lorsque le traitement est optimisé par des opérateurs compétents, pouvant s'appuyer sur une instrumentation et d'autres outils pour maintenir le niveau de performances le plus élevé possible, sur des eaux de qualité prédictible ou constante (eau de testensemencée avec des concentrations connues de micro-organismes spécifiques).

Tableau A2.4. Estimations des efficacités de référence et maximales d'un certain nombre de méthodes de TDE visant des micro-organismes présents dans l'eau

Procédé de traitement	Groupe d'agents pathogènes entériques	Élimination de référence (VRL) ^a ^b	Élimination maximale (VRL) ^c	Notes
Désinfection chimique				
Désinfection par le chlore libre	Bactéries	3	6	La turbidité et les solutés à forte demande en chlore inhibent ce processus ; le produit chlore libre x temps permet de prédire l'efficacité : inefficace contre les oocystes de <i>Cryptosporidium</i>
	Virus	3	6	
	Protozoaires autres que <i>Cryptosporidium</i>	3	5	
	<i>Cryptosporidium</i>	0	1	
Filtration sur filtre membrane, céramique poreux ou composite				
Filtre céramique poreux ou à cartouche de carbone	Bactéries	2	6	L'élimination varie avec la taille des pores, le débit, le milieu filtrant et la présence d'argent ou d'autres agents chimiques ou l'enrichissement avec ces agents
	Virus	1	4	
	Protozoaires	4	6	
Filtration sur membrane (microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration, osmose inverse)	Bactéries	2 MF ; 3 UF, NF ou OI	4 MF ; 6 UF, NF ou OI	L'élimination varie avec la taille des pores de la membrane, l'intégrité du milieu filtrant et le colmatage du filtre, ainsi qu'avec sa résistance à la dégradation chimique et biologique (« grow-through »)
	Virus	0 MF ; 3 UF, NF ou OI	4 MF ; 6 UF, NF ou OI	
	Protozoaires	2 MF ; 3 UF, NF ou OI	6 MF ; 6 UF, NF ou OI	
Filtration sur fibres ou tissu (filtration sur tissu de sari, par exemple)	Bactéries	1	2	L'association à des particules ou à du plancton accroît l'élimination des microorganismes, et notamment du ver de Guinée (<i>Dracunculus medinensis</i>) associé à des copépodes et de <i>Vibrio cholerae</i> associé à du plancton ; les protozoaires de plus grande dimension (>20 µm) peuvent être éliminés ; inefficace contre les virus, les bactéries dispersées et les petits protozoaires (<i>Giardia intestinalis</i> , 812 µm, et <i>Cryptosporidium</i> , 46 µm, par exemple)
	Virus	0	0	
	Protozoaires	0	1	
Filtration sur milieu granulaire				
Filtres à milieu granulaire rapide, à terre à diatomées, à biomasse et à milieu à base de combustible fossile (charbon actif granulaire ou en poudre, cendres de bois ou de charbon, cosses de riz brûlées, etc.)	Bactéries	1	4+	L'élimination varie considérablement avec la granulométrie et les propriétés du milieu, le débit et les conditions opératoires ; certaines options sont plus pratiques que d'autres dans les pays en développement
	Virus	1	4+	
	Protozoaires	1	4+	
Filtration sur sable lente, pratiquée de manière intermittente au niveau domestique	Bactéries	1	3	L'élimination varie avec la maturité du filtre, les conditions opératoires, le débit, la granulométrie et le temps de contact avec le lit filtrant
	Virus	0.5	2	
	Protozoaires	2	4	

Tableau A2.4. (suite)

Procédé de traitement	Groupe d'agents pathogènes entériques	Élimination de référence (VRL ^a) ^b	Élimination maximale (VRL ^c)	Notes
Désinfection solaire				
Désinfection solaire (rayonnement UV solaire + effets thermiques)	Bactéries	3	5+	L'élimination varie avec l'oxygénation, l'intensité de la lumière solaire, la durée de l'exposition, la température, la turbidité et les dimensions du récipient qui contient l'eau (hauteur d'eau)
	Virus	2	4+	
	Protozoaires	2	4+	
Méthodes utilisant la lumière UV émise par des lampes				
Irradiation UV	Bactéries	3	5+	Une turbidité excessive et certaines espèces dissoutes inhibent le processus ; l'efficacité dépend de la fluence (dose), elle-même fonction de l'intensité, de la durée de l'exposition et de la longueur d'onde UV
	Virus	2	5+	
	Protozoaires	3	5+	
Méthodes thermiques (utilisant la chaleur)				
Thermique (passage à l'ébullition, par exemple) ^d	Bactéries	6	9+	Les valeurs se basent sur les cellules végétatives ; les spores sont plus résistantes à l'inactivation thermique que ces cellules ; pour réduire la concentration de spores, le traitement par ébullition doit être pratiqué à une température et sur une durée suffisantes
	Virus	6	9+	
	Protozoaires	6	9+	
Décantation				
Décantation simple	Bactéries	0	0.5	Efficacité due à la décantation des micro-organismes associés à des particules ou de grande dimension (sédimentables) ; variable avec la durée du stockage et la présence de particule dans l'eau
	Virus	0	0.5	
	Protozoaires	0	1	
Approches combinant plusieurs méthodes de traitement				
Systèmes de type floculation plus désinfection (poudres, sachets ou comprimés du commerce, par exemple)	Bactéries	7	9	Une certaine élimination de <i>Cryptosporidium</i> est possible par coagulation
	Virus	4.5	6	
	Protozoaires	3	5	

VRL, valeur de la réduction logarithmique décimale ; MF, microfiltration ; NF, nanofiltration ; OI, osmose inverse ; UF, ultrafiltration.

^a Valeur de la réduction logarithmique décimale, une mesure couramment utilisée de la réduction microbienne, calculée par la formule : $\log_{10}(\text{concentration avant traitement}) - \log_{10}(\text{concentration après traitement})$.

^b Les réductions de référence sont les réductions typiquement attendues dans la pratique réelle sur le terrain lorsque des personnes disposant de compétences relativement limitées appliquent le traitement à des eaux brutes de qualités moyenne et variable dans des pays en développement et lorsque les instruments ou les installations auxiliaires pour optimiser les conditions et la pratique de ce traitement sont réduits au minimum.

^c Les réductions maximales sont celles pouvant être obtenues lorsque le traitement est optimisé par des opérateurs compétents, pouvant s'appuyer sur une instrumentation et d'autres outils pour maintenir un niveau de performances le plus élevé possible sur des eaux de qualité prédictible ou constante.

^d La pasteurisation thermique est un autre exemple de méthode de traitement thermique. Le lecteur trouvera dans la partie A2.5.6 une explication plus détaillée de ce procédé ainsi que des références.

Source : WHO (2011)

APPENDICE 3. AUTRES FACTEURS À PRENDRE EN COMPTE DANS LES PROGRAMMES NATIONAUX DE VÉRIFICATION DES TECHNOLOGIES ENVIRONNEMENTALES

L'ampleur de la réduction des agents pathogènes microbiens opérée par le procédé de traitement de l'eau conditionne de manière déterminante l'utilité de ce procédé dans la réduction des risques de maladie d'origine hydrique et dans la fourniture d'une eau sans risque sanitaire. En raison de la diversité de ces agents et de leurs propriétés, il est spécialement important de comprendre et de quantifier l'efficacité des différentes méthodes de TDE dans la réduction de l'ensemble des classes d'agents pathogènes, et ce dans des eaux de qualités diverses. Des expériences récentes font ressortir à quel point cela est important. Par exemple, dans les années 1990, on a constaté que la méthode très largement utilisée de désinfection par le chlore était inefficace pour réduire l'infectiosité d'un protozoaire parasite très largement présent dans l'eau, mais jusque-là négligé, *Cryptosporidium*. En partie à cause de ces expériences, il existe maintenant, dans les pays les plus développés sur le plan technologique, des directives et des normes de performances strictes ainsi que des protocoles rigoureux pour la validation des réductions des agents pathogènes réalisées par les procédés de traitement de l'eau de boisson (USEPA, 1987 ; NSF, 2003). Ces exigences ne sont cependant pas les seules considérations pertinentes à prendre en compte pour évaluer des méthodes de traitement destinées à un usage local. Des facteurs supplémentaires très divers, sans rapport avec l'efficacité démontrée en laboratoire contre les agents pathogènes microbiens, peuvent avoir aussi localement de l'importance dans la vérification de ces méthodes. Le lecteur trouvera ci-après une présentation générale des facteurs supplémentaires à prendre en compte dans les programmes locaux de vérification des méthodes de traitement, cette présentation n'étant cependant pas exhaustive. La vérification des méthodes doit s'effectuer en fonction des besoins et des moyens locaux pour garantir la protection de la santé publique et une utilisation responsable des ressources locales.

A3.1 Performances microbiologiques sur le terrain

On observe souvent une efficacité des méthodes de TDE plus faible sur le terrain que dans les études de provocation en laboratoire (Baumgartner, 2006 ; Brown, Sobsey & Loomis, 2008 ; Brown & Sobsey, 2010). Cette observation souligne la nécessité de reproduire les conditions d'utilisation réelles aussi fidèlement que possible lorsqu'on effectue les tests en laboratoire et de suivre en continu les performances des méthodes de traitement après leur caractérisation en laboratoire et durant la mise en œuvre effective sur le terrain de ces méthodes. Les écarts de performances constatés peuvent résulter d'un comportement de l'utilisateur ou être liés à certains aspects de la méthode elle-même ou aux conditions qui règnent à l'intérieur des foyers (conditions d'hygiène, par exemple). Les données sur l'utilisation par les ménages peuvent avoir une fonction importante pour les programmes de vérification des méthodes de traitement en fournissant une mesure in situ du potentiel de l'intervention à améliorer et à préserver la qualité de l'eau. Les indicateurs spécifiques servant à mesurer les performances microbiologiques sur le terrain ne sont pas traités dans ce document, mais doivent être examinés soigneusement

avec les autres parties prenantes dans le traitement domestique de l'eau pour obtenir une évaluation réaliste de l'efficacité des méthodes de traitement.

A3.2 Impact sanitaire

Intégrer les résultats des études épidémiologiques dans l'évaluation de l'efficacité des interventions domestiques pour améliorer et préserver la qualité de l'eau est une nécessité reconnue. Certaines parties prenantes considèrent qu'il s'agit d'une information essentielle pour leurs décisions concernant le choix et la mise en œuvre des méthodes destinées à un usage domestique ou à une autre échelle limitée. Si une base de données probantes substantielle sur les impacts sanitaires en matière d'améliorations de la qualité de l'eau a été établie pour certaines méthodes de traitement de l'eau, des études plus nombreuses et de meilleure qualité sont encore nécessaires. Les méthodes de traitement nouvelles ou n'ayant pas encore fait leurs preuves doivent subir, outre des tests en laboratoire approfondis pour évaluer leur efficacité dans la réduction des agents pathogènes véhiculés par l'eau, des essais sur le terrain, en particulier pour vérifier la réduction des maladies infectieuses associées à l'eau de boisson. Il est absolument nécessaire de réaliser des essais contrôlés supplémentaires des dispositifs ou des méthodes de traitement de l'eau à petite échelle qui soient rigoureux, de longue durée, randomisés et en double aveugle.

Lorsque la charge de morbidité due aux maladies diarrhéiques est forte, il peut être plus pratique et plus efficace sur le plan financier de mesurer l'impact sanitaire que d'obtenir des données sur l'occurrence des agents pathogènes et la charge de morbidité spécifiques au lieu en vue d'une analyse QMRA détaillée telle que celle proposée dans les GDWQ. Cette façon de procéder fournira aussi probablement de meilleures estimations des risques de maladie d'origine hydrique que l'utilisation des seuls micro-organismes indicateurs fécaux comme substituts des agents pathogènes présents dans l'eau dans l'analyse QMRA. En effet, les études examinant la relation entre les indicateurs microbiens mesurés dans l'eau de boisson et les résultats sanitaires peuvent ne révéler que des associations limitées ou incohérentes (Moe et al., 1991 ; Brown, Proum & Sobsey, 2008), voire ne faire apparaître aucune association (Jensen et al., 2004). En principe, les données d'impact sanitaire devraient compléter les données de qualité de l'eau provenant des études en laboratoire et sur le terrain, qui quantifient les réductions des micro-organismes obtenues par l'utilisation d'une technique ou d'une méthode spécifique de traitement de l'eau. Les données épidémiologiques soigneusement collectées peuvent faire partie des éléments importants à prendre en compte dans le choix des méthodes de traitement et leur vérification locale. La priorité doit être donnée aux types d'étude les plus rigoureux, et notamment aux essais randomisés et en double aveugle.

A3.3 Utilisation correcte, régulière et continue

Un certain nombre d'études portant sur le traitement domestique de l'eau ont évalué la mise en œuvre à long terme d'interventions pour améliorer et préserver la qualité de l'eau (Luby et al., 2001 ; Parker et al., 2006 ; Brown, Sobsey & Proum, 2007 ; Arnold et al., 2009 ; Mäusezahl et al., 2009 ; Jain et al., 2010). Les éléments existants laissent à penser qu'après l'achèvement des programmes ou des études pilotes de mise en œuvre d'un dispositif ou d'une pratique de traitement de l'eau, l'utilisation de

ce dispositif ou de cette pratique se détériore et que cette détérioration est liée à une grande variété de facteurs. Les méthodes qui sollicitent fortement l'utilisateur, avec des coûts récurrents ou en supposant des changements substantiels de comportement, sont particulièrement susceptibles de subir un déclin de leur utilisation après leur introduction. Des études de grande ampleur sur le terrain et des données sur les meilleures options sur le plan économique et sur les préférences des consommateurs peuvent être nécessaires pour savoir quelles méthodes offriront des solutions viables à long terme pour le TDE. Les évaluations effectuées après la mise en œuvre sont un mécanisme de retour d'informations essentiel pour identifier et résoudre les difficultés rencontrées par les dispositifs de traitement de l'eau à petite échelle dans leur application sur le terrain.

A3.4 Conservation sans risque

En principe, les méthodes ou les méthodes de TDE peuvent aussi préserver l'eau conservée à domicile d'une contamination par des pratiques de manipulation à risque qui, on le sait, sont une cause majeure de dégradation de la qualité de l'eau de boisson. C'est pourquoi la conservation constitue un aspect important de certaines méthodes de traitement de l'eau de boisson ou on utilise parfois des récipients de stockage sans risque comme méthode indépendante pour préserver la qualité de l'eau lorsque les manipulations inappropriées sont la principale source de contamination. Les dispositifs pour conserver l'eau sans risque empêchent les utilisateurs de tremper leurs mains ou d'autres objets potentiellement contaminés dans l'eau du récipient, gestes susceptibles d'introduire des micro-organismes à l'origine de maladies. En général, les récipients de conservation sans risque sont dotés d'une ouverture étroite (de sorte que l'eau est obtenue en versant et non en trempant quelque chose) ou d'un robinet qui dispense l'eau stockée dans une tasse destinée à la boisson. Les méthodes faisant appel à la désinfection peuvent être conçues de manière à maintenir un résidu de désinfectant qui protège des recontaminations. Les programmes de vérification peuvent choisir d'inclure le dispositif de conservation sans risque dans le test de la méthode en laboratoire.

A3.5 Contaminants chimiques et toxicité

Dans l'ensemble du monde, les plus grands risques de maladie d'origine hydrique proviennent des agents pathogènes microbiens (Prüss et al., 2002), même si certains contaminants chimiques présentent au plan local ou régional des risques importants pour la santé publique. Les présentes directives ne traitent pas du problème que peut créer la présence, d'origine naturelle ou anthropogène, de contaminants radiologiques ou chimiques dans l'eau de boisson, comme les pesticides, l'arsenic, les fluorures, les métaux lourds, les nitrates, les sels en excès, les sous-produits de désinfection, les produits pharmaceutiques et autres (Thompson et al., 2007). Néanmoins, les programmes de vérification nationaux peuvent choisir de développer et de mettre en œuvre des protocoles pour tester l'efficacité du traitement domestique lorsque celui-ci est proposé entre autres comme solution à la contamination chimique de l'eau.

Par ailleurs, des craintes ont été émises quant à la possibilité que ces méthodes de traitement puissent donner lieu à la dissolution de contaminants chimiques durant leur utilisation, en particulier les filtres faisant appel à des matériaux bruts pouvant contenir de fortes concentrations d'arsenic, les méthodes utilisant des composés plastiques photodégradables, celles mettant en œuvre de l'argent et/ou de l'iode comme

désinfectants ou encore celles employant des matériaux recyclés. Si l'on suspecte une telle dissolution, il est recommandé de rechercher le composé ou l'élément en cause dans l'eau traitée, pour s'assurer qu'elle ne présente pas des risques supplémentaires pour les consommateurs. Les limites recommandées pour les contaminants chimiques dans l'eau de boisson sont indiquées dans les GDWQ (WHO, 2011). Les méthodes utilisant des désinfectants à base de métaux (cuivre, argent, iode, brome, par exemple) ou d'autres désinfectants chimiques nouveaux potentiellement toxiques lorsque leurs concentrations dans l'eau dépassent les valeurs guides de l'OMS doivent être soumises à des tests pour déterminer les concentrations dans l'eau traitée de ces désinfectants selon des méthodes standard et s'assurer que la qualité de cette eau se situe dans des limites acceptables.

A3.6 Acceptabilité des données de performances publiées et non publiées existantes ou d'autres preuves

On dispose maintenant à l'appui de nombreuses méthodes de TDE d'études publiées et non publiées démontrant leurs performances microbiologiques et/ou fournissant des données sur leur impact sanitaire, leur rapport coût/efficacité, leur pérennité à long terme et d'autres facteurs. Dans certains cas, ces méthodes peuvent avoir fait la preuve de performances acceptables d'après les résultats d'autres programmes d'évaluation. Les programmes d'évaluation ou de vérification des performances des méthodes de traitement devront déterminer dans quelle mesure et dans quelles conditions les données existantes peuvent être utilisées pour vérifier que les exigences en termes de performances sont satisfaites pour la vérification nationale, la certification ou l'étiquetage du produit.

A3.7 Autres facteurs pouvant être considérés comme importants dans les programmes de vérification des méthodes de traitement

Un certain nombre d'autres facteurs peuvent contribuer à constituer la base sur laquelle s'appuiera le choix ou l'approbation locale/nationale. Certains d'entre eux ont été proposés ou utilisés dans des cadres de sélection des méthodes de traitement ou dans des programmes nationaux d'évaluation des performances de ces méthodes. Il s'agit notamment des facteurs suivants.

Facteurs qui seront probablement utilisés dans les programmes de vérification :

- Débit ou volume traité par jour (BETV-SAM²).
- Vérification des revendications du fabricant (BETV-SAM).
- Performances sur le terrain spécifiques à la méthode de traitement/directives d'exploitation en place (BETVSAM).
- Temps écoulé/volume d'eau traité avant le remplacement du milieu ou de l'élément (BETVSAM) ou durée de vie utile du dispositif.
- Capacité de l'utilisateur à évaluer les performances ou la fin de vie du dispositif de traitement.

² Le Bangladesh Environmental Technology Verification – Support to Arsenic Mitigation Project (BETVSAM). Il s'agit d'un programme de vérification des techniques de réduction de l'arsenic en place au Bangladesh (<http://www.betv-sam.org/>).

- Réduction de la turbidité ou autres indicateurs de traitement de l'eau (spécifiques à la méthode).
- Obtention d'un résidu chimique mesurable pour prouver l'introduction d'une dose suffisante et protéger l'eau traitée (spécifique à la méthode de traitement comme pour la désinfection au chlore).

Autres facteurs potentiellement utiles à prendre en compte :

- Possibilité et risque d'erreur de la part de l'opérateur.
- Dépendance de la méthode de traitement à l'égard de l'électricité ou de la pression d'eau.
- Acceptabilité pour la population visée.
- Nécessité d'une aide sous forme d'éducation ou de formation pour mettre en œuvre la méthode de traitement.
- Coût, rapport coût/efficacité et accessibilité économique.
- Coût et disponibilité locale des produits de remplacement, des pièces détachées, des milieux filtrants ou d'autres consommables.
- Facteurs environnementaux tels que les déchets produits (dans la fabrication ou l'utilisation du produit), l'élimination des déchets et leur aptitude à être recyclés, l'empreinte carbone ou l'emploi de matériaux locaux.
- Pérennité dans les conditions d'utilisation habituelles (matériaux, pièces tournantes, consommables).
- Qualités organoleptiques de l'eau traitée (réduction de la concentration de fer, amélioration du goût, couleur, odeur).
- Facteurs spécifiques à la population comme la susceptibilité à certains agents pathogènes qu'on sait présents.
- Utilisation et demande locales déjà démontrées.
- En cas d'urgence ou dans le cadre des secours : aptitude de la méthode à être déployée pour apporter une réponse rapide.

APPENDICE 4. ÉLÉMENTS DE BASE POUR L'UTILISATION DE L'ANALYSE QMRA

Il est très difficile et dans bien des cas impossible d'obtenir des données fiables sur la prévalence des maladies diarrhéiques dans un pays et d'attribuer un pourcentage de la charge de morbidité correspondante à l'ingestion d'eau de boisson comportant des risques sanitaires. Les raisons de cette situation sont nombreuses et sont détaillées par ailleurs, mais comprennent en résumé les multiples voies de transmission des agents pathogènes intestinaux, le manque d'enregistrement et de notification correctes des maladies par les autorités sanitaires, les hétérogénéités dans la prévalence des maladies entre les différents districts/provinces et l'absence de consultation dans les établissements de soins de certains malades (OMS, 2009). En outre, peu d'études épidémiologiques existantes ont été conçues pour estimer l'incidence réelle des maladies diarrhéiques aiguës (principale charge de morbidité résultant de l'ingestion d'eau comportant des risques sanitaires) dans une population (OMS, 2009).

Les études épidémiologiques sur l'impact sanitaire du TDE contribuent de manière importante à étayer les évaluations des performances des méthodes de traitement correspondantes. Il est néanmoins problématique de s'appuyer sur les seules études existantes pour évaluer l'efficacité de ces méthodes. Les études épidémiologiques sur le TDE évaluent habituellement la qualité de l'eau par le biais d'indicateurs fécaux. Malheureusement, comme indiqué dans l'appendice 3, les éléments disponibles actuellement ne mettent pas en évidence de relation fixe entre les indicateurs de qualité microbienne de l'eau et les agents pathogènes. L'objectif fonctionnel des méthodes de TDE est de réduire ces agents pathogènes, et la détermination de l'élimination des pathogènes obtenue constitue donc une mesure directe et essentielle de la performance de ces méthodes. Comme les études épidémiologiques ne mesurent habituellement pas les concentrations d'agents pathogènes avant et après traitement, il est difficile d'attribuer des effets sanitaires à la réduction de ces agents et, par conséquent, de fixer des objectifs de performances en la matière.

Il est maintenant de plus en plus reconnu que tirer des conclusions à partir de la base de données épidémiologiques actuellement disponible à propos du TDE, notamment pour les pays en développement, est prématuré. Il existe de grandes hétérogénéités entre les études, ce qui rend difficile la formulation de conclusions valables pour plusieurs régions. Par ailleurs, l'effet des bénéfices sanitaires associés au TDE peut être exagéré en raison du manque d'essais en double aveugle et de la diminution de l'impact sanitaire (ampleur de la réduction des maladies diarrhéiques, par exemple) avec le temps (Hunter, 2009 ; Schmidt & Cairncross, 2009). De nombreuses études portant sur des interventions de TDE ont fait la preuve de réductions importantes des maladies diarrhéiques (20-40 %, par exemple), malgré les capacités différentes des méthodes de TDE à réduire les agents pathogènes véhiculés par l'eau courants et les irrégularités dans l'application ou la pratique des méthodes (absence de chlore résiduel ou constatation que les membres des ménages boivent régulièrement de l'eau non traitée). Il serait par conséquent imprudent d'élaborer des estimations quantitatives de l'impact ou de tirer des conclusions sur l'acceptabilité des performances des méthodes de TDE sur la base des seules études épidémiologiques. En outre, les études épidémiologiques à long terme consacrées au TDE n'ont pas démontré de manière convaincante de réductions des maladies diarrhéiques, ce qui suggère que de nombreux autres facteurs influent sur ses résultats, au-delà de l'aptitude de la méthode de traitement en cause à

« fonctionner ». Il s'agit notamment de l'acceptabilité, de la régularité d'utilisation et de la variété des sources et des voies de contamination fécale (Arnold et al., 2009 ; Mäusezahl et al., 2009 ; Boissone et al., 2010).

La QMRA, à travers l'application de données sur la relation dose-réponse spécifiques aux agents pathogènes considérés, fournit une méthode directe pour lier les réductions de ces agents sous l'action du traitement aux effets sanitaires. C'est une méthode de plus en plus couramment utilisée pour évaluer la sécurité microbienne de l'eau de boisson. Le cadre correspondant est appliqué dans l'établissement de normes pour l'eau de boisson sur la base du risque sanitaire en Australie, dans l'Union européenne (MICRORISK) et les Pays-Bas entre autres.

La QMRA présente des limitations et les modèles mathématiques qui la sous-tendent reposent sur plusieurs hypothèses. Premièrement, les valeurs pour la relation dose-réponse sont tirées d'études sur des volontaires humains dont le statut immunitaire et l'état de santé peuvent différer de ceux des populations auxquelles la méthode est appliquée. Deuxièmement, les hypothèses portant sur la qualité de fond de l'eau peuvent être remises en cause. Troisièmement, la QMRA est essentiellement un modèle mathématique, avec un degré élevé d'incertitude inhérent à la modélisation prédictive.

La QMRA est complémentaire des approches épidémiologiques. Si des données épidémiologiques robustes indiquent des bénéfices sanitaires pour des dispositifs de TDE et si ces dispositifs atteignent l'objectif « protecteur » pour deux classes d'agents pathogènes, ces dispositifs peuvent alors être recommandés. Lorsque la quantité de données épidémiologiques robustes augmentera, en provenance notamment d'essais concernant le TDE randomisés, contrôlés, en double aveugle et réalisés sur des périodes d'intervention prolongées, ces données joueront un rôle plus important dans l'évaluation de l'efficacité des méthodes de TDE. Cela est d'autant plus vrai que les valeurs guides de performances pour les méthodes de TDE ne sont pas de nature prescriptive, mais plutôt destinées à fournir un cadre à partir duquel des directives et des réglementations pourront être élaborées en tenant compte des conditions et des données locales.

Les exigences portant sur les performances du TDE et reposant sur des considérations sanitaires s'appliquent aux trois classes d'agents pathogènes (virus, bactéries et protozoaires). Les données épidémiologiques et les tendances démographiques et environnementales laissent à penser que la présence des différents types d'agents pathogènes véhiculés par l'eau est variable et, dans bien des cas, difficile à prédire ou à mesurer de façon fiable. À l'échelle mondiale, les agents pathogènes liés à l'eau qui ont émergé ou réémergé récemment sont notamment des bactéries (*Vibrio cholerae*, *Salmonella typhi*, *Salmonella* spp., *Shigella* spp., *Legionella* spp. et des souches pathogènes d'*Escherichia coli*, par exemple), des protozoaires (*Cryptosporidium parvum*, *C. hominis*, *Giardia intestinalis* et *Entamoeba histolytica*, par exemple), des helminthes (*Ascaris lumbricoides*, par exemple), des virus (norovirus, rotavirus, virus des hépatites A et E et adénovirus) et des champignons (PNUE/GEMS, 2008). Compte tenu des variations dans le temps et dans l'espace des concentrations d'agents pathogènes, il semble nécessaire de réduire la totalité des trois grandes classes dont il est clairement prouvé qu'elles provoquent des maladies véhiculées par l'eau : bactéries, parasites et virus. Des études sur le terrain sélectionnées illustrent l'importance de se protéger de l'ensemble des types d'agents pathogènes, surtout si l'on ne dispose pas de données temporelles, saisonnières et locales. Par exemple, l'étude multicentrique mondiale des germes entériques, qui a été menée dans sept pays en développement, a isolé l'ensemble des trois classes d'agents pathogènes chez des enfants de moins de cinq ans (Levin, 2009). Par ailleurs, les auteurs d'une étude récente sur la diarrhée chez

l'enfant, réalisée à Yaoundé (Cameroun), ont constaté que, parmi les sujets atteints d'une diarrhée infectieuse, 59,2 % devaient leur maladie à des parasites pathogènes, 36,9 % à des bactéries pathogènes et 3,8 % à des virus pathogènes (Yongsi, 2008). Une étude étiologique de la diarrhée en Tanzanie a révélé que, pendant la saison sèche, les bactéries pathogènes (37,4 %) étaient la cause dominante de diarrhée chez l'enfant, suivies par les virus pathogènes (23,6 %), tandis que pendant la saison des pluies, les protozoaires devenaient prépondérants et les virus perdaient en importance (Vargas et al., 2004). D'autres études mettent en évidence, dans des pays en développement, l'excrétion fécale asymptomatique d'agents pathogènes protozoaires intestinaux, ce qui complique et parfois compromet l'approche purement épidémiologique reposant sur l'évaluation des cas de diarrhée uniquement (Checkley et al., 1997 ; Esteban et al., 1998 ; Ramos et al., 2005 ; Wongstitwilairoong et al., 2007). L'importance relative de chaque classe d'agents pathogènes peut être localement variable. Cependant, en l'absence de preuves fortes contredisant la nécessité d'utiliser l'ensemble des trois classes et compte tenu de la portée mondiale de ce document, la démarche la plus prudente consiste à définir les objectifs de performances en termes d'élimination des bactéries, des virus et des protozoaires.

Évaluation des options de traitement domestique de l'eau : objectifs sanitaires et spécifications portant sur les performances microbiologiques

Le traitement domestique de l'eau (TDE) est de plus en plus mis en avant en tant qu'approche provisoire, rapide à mettre en œuvre et peu coûteuse pour améliorer la qualité de l'eau. C'est une composante préventive clé de la stratégie en plusieurs volets convenue par l'OMS et l'UNICEF pour lutter contre les maladies diarrhéiques.

Pour la première fois, ce document fixe des critères mondiaux qui permettront aux utilisateurs d'évaluer si une option de TDE réduit de manière suffisante la charge d'agents pathogènes véhiculés par l'eau pour effectivement protéger la santé. En utilisant un cadre défini en fonction du risque sanitaire et en prônant une philosophie de l'amélioration graduelle, il vise à fournir aux responsables de la mise en œuvre du TDE et aux décideurs une approche pragmatique et étayée par des éléments factuels pour sélectionner les options adaptées aux conditions locales.

Ce document apporte également une série de recommandations techniques, dont :

- une présentation étape par étape de la procédure d'évaluation des performances microbiologiques du TDE
- la mise au point d'objectifs sanitaires de qualité de l'eau allant de valeurs provisoires à des objectifs hautement protecteurs, et notamment d'objectifs par défaut pour les contextes où les données sont rares
- la description de protocoles de test et de principes directeurs spécifiques aux différentes méthodes de traitement
- des considérations ayant trait au développement des programmes nationaux d'évaluation des méthodes de traitement.

Il vise tout particulièrement les contextes disposant de ressources limitées, dans lesquels les laboratoires effectuant les analyses de qualité de l'eau ont parfois des capacités restreintes, et où des améliorations graduelles des performances du TDE pourraient avoir un impact positif substantiel sur la santé publique.



**Organisation
mondiale de la Santé**

ISBN 978 92 4 254822 8

