

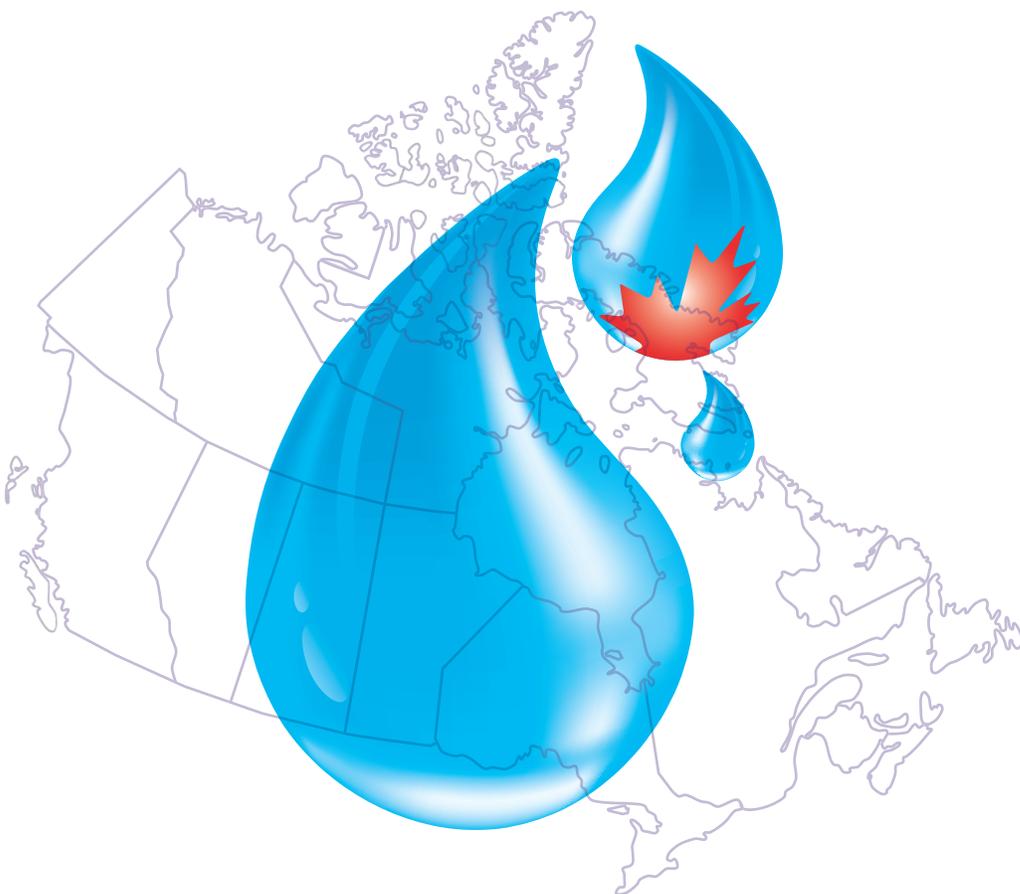


Santé
Canada Health
Canada

*Votre santé et votre
sécurité... notre priorité.*

*Your health and
safety... our priority.*

Recommandations canadiennes sur les eaux domestiques recyclées destinées à alimenter les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs



Canada 

Santé Canada est le ministère fédéral qui aide les Canadiennes et les Canadiens à maintenir et à améliorer leur état de santé. Nous évaluons l'innocuité des médicaments et de nombreux produits de consommation, aidons à améliorer la salubrité des aliments et offrons de l'information aux Canadiennes et aux Canadiens afin de les aider à prendre de saines décisions. Nous offrons des services de santé aux peuples des Premières nations et aux communautés inuites. Nous travaillons de pair avec les provinces pour nous assurer que notre système de santé répond aux besoins de la population canadienne.

Publication autorisée par le
ministre de la Santé.

Recommandations canadiennes sur les eaux domestiques recyclées destinées à alimenter les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs
est disponible sur Internet à l'adresse suivante : www.santecanada.gc.ca

Also available in English under the title:
Canadian Guidelines for Domestic Reclaimed Water for Use in Toilet and Urinal Flushing

La présente publication est également disponible sur demande sur disquette,
en gros caractères, sur bande sonore ou en braille.

Pour obtenir plus de renseignements ou des copies supplémentaires, veuillez communiquer
avec :

Publications
Santé Canada
Ottawa (Ontario) K1A 0K9
Tél. : 613-954-5995
Télec. : 613-941-5366
Courriel : info@hc-sc.gc.ca

© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, représentée par le ministre de la Santé, 2010

La présente publication peut être reproduite sans autorisation dans la mesure où la source est indiquée
en entier.

Cat. : H128-1/10-602F
ISBN : 978-1-100-94498-2

Recommandations canadiennes sur les eaux domestiques recyclées destinées à alimenter les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs

**Préparé par le
Groupe de travail sur le recyclage des
eaux domestiques du
Comité fédéral-provincial-territorial sur la
santé et l'environnement**

Ottawa (Ontario)

Janvier 2010

Table des matières

Remerciements.....	iv
Sommaire	1
1.0 Introduction	3
1.1 Portée de ce document	4
1.2 Approche axée sur les risques.....	4
2.0 Recommandations pour la qualité des eaux recyclées	5
2.1 Application des recommandations.....	7
2.2 Calcul des objectifs de traitement microbiologique des eaux recyclées.....	7
Partie I : Éléments potentiels d'un cadre de gestion des eaux domestique recyclées	9
3.0 Gestion des risques sanitaires liés aux systèmes décentralisés et regroupés de recyclage des eaux domestiques	9
3.1 Considérations économiques	9
3.2 Programmes de gestion.....	11
3.3 Validation et certification des techniques.....	13
3.4 Installation et mise en service de nouveaux systèmes	14
3.5 Contrôle, inspections et surveillance des opérations	14
Partie II : Considérations scientifiques et techniques	16
4.0 Évaluation des risques.....	16
4.1 Identification des dangers – caractéristiques microbiologiques	17
4.1.1 Importance des microorganismes dans l'eau recyclée.....	19
4.1.2 Virus pathogènes de référence.....	19
4.1.3 Protozoaires pathogènes de référence.....	20
4.1.4 Bactéries pathogènes de référence.....	21
4.1.5 Helminthes pathogènes de référence	21
4.2 Identification des dangers – caractéristiques chimiques.....	22
4.2.1 Sous-produits de la désinfection (SPD).....	23
4.2.2 Perturbateurs endocriniens.....	23
4.2.3 Produits pharmaceutiques et de soins personnels (PPSP)	23
4.2.4 Mélanges complexes.....	24
4.2.5 Importance des produits chimiques dans les eaux recyclées.....	24
4.3 Évaluation de l'exposition	25
4.4 Caractérisation des dangers	26
4.5 Caractérisation des risques	27
5.0 Justification	28

Annexe A : Abréviations, acronymes et glossaire	30
Annexe B : Autres détails et calculs relatifs aux évaluations des risques	31
Annexe C : Vérification et certification des technologies	36
Annexe D : Procédés de traitement.....	37
Bibliographie.....	43

Remerciements

Nous tenons à souligner l'apport des personnes suivantes à l'élaboration des présentes recommandations :

Groupe de travail sur le recyclage des eaux domestiques

M. Christopher Beveridge	Stanton Territorial Health Authority, T.N.-O.
M ^{me} Karina Bodo	Alberta Health and Wellness
M. Michael Brodsky	Brodsky Consultants
M ^{me} Teresa Brooks	Santé Canada
M ^{me} Gillian Huntley	Environnement Canada
M ^{me} Wanda Joy	Nunavut Department of Health and Social Services
M. Haseen Khan	Newfoundland and Labrador Department of Environment and Labour
M. Richard Lawrence	Santé Canada
M ^{me} Liz Lefrançois	Environnement Canada
M ^{me} Stéphanie McFadyen	Santé Canada
M. Craig Nowakowski	Stanton Territorial Health Authority, T.N.-O.
M. Louis-Marie Poupart	Santé Canada
M. Will Robertson	Santé Canada
M. Robert J.B. Rowe	Nova Scotia Environment
M. John Rowse	British Columbia Ministry of Health Planning
M. Fred Ruf	Ministère de la Santé, Ontario
M ^{me} Cate Soroczan	Société canadienne d'hypothèques et de logement
M. Michael E. Van Den Bosch	Conservation Manitoba
M. Troy Vassos	NovaTec Consultants Inc.
M ^{me} Ivana Vouk	Environnement Canada
M. Stan Woods	Metro Vancouver

Ont été d'une grande utilité aux travaux du Comité, les rapports publiés dans le cadre du programme australien de conservation de l'eau et de recherche sur l'eau (Australian Water Conservation and Research Program) ainsi que les données et notions présentées dans l'ébauche des *National Guidelines for Water Recycling* (octobre 2005), préparée par l'Environment Protection and Heritage Council of Australia et le Natural Resource Management Ministerial Council of Australia, et publiée en 2006 sous le titre *Australian Guidelines for Water Recycling* (NRMMC-EPHC, 2006).

Sommaire

Les présentes Recommandations canadiennes sur les eaux domestiques recyclées destinées à alimenter les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs ont été élaborées en réponse à l'intérêt croissant manifesté au Canada à l'égard de la conservation de l'eau, afin de présenter une solution qui pourrait permettre de réduire la consommation d'eau. L'utilisation d'eaux domestiques recyclées peut contribuer de façon importante à la réduction de la consommation d'eau. Les eaux domestiques recyclées doivent toutefois recevoir un traitement approprié et être gérées d'une manière efficace, puisqu'elles peuvent poser un risque pour la santé des utilisateurs, particulièrement par des agents pathogènes qui pourraient causer des maladies gastro-intestinales graves. Bien que l'objectif à long terme soit l'élaboration de recommandations exhaustives visant à permettre l'utilisation sans danger de l'eau recyclée pour différents usages bénéfiques, la portée de cette version des recommandations est limitée à l'utilisation finale des eaux recyclées dans les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs.

Ce document établit des recommandations pour la qualité des eaux domestiques recyclées, propose un cadre de gestion applicable (Partie I) et donne un aperçu du fondement scientifique des recommandations (Partie II). Il indique les éléments possibles d'un cadre de gestion relatif au traitement décentralisé des eaux domestiques destinées à être réutilisées dans les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs dans les commerces et les résidences. Les exigences relatives à la plomberie des réseaux d'eau non potable sont définies par la norme CSA B128.1-F06/B128.2-F06, *Conception et installation des réseaux d'eau non potable/Entretien et mise à l'essai à pied d'œuvre des réseaux d'eau non potable* (CSA, 2006).

L'élaboration de recommandations sur les eaux domestiques recyclées vise à garantir que l'exploitation de systèmes de recyclage de l'eau se fasse sans danger pour la santé publique. À cette fin, le présent document fixe des valeurs de recommandation pour un certain nombre de paramètres de qualité de l'eau, sélectionnés en raison de leur capacité à indiquer l'efficacité du traitement de façon constante.

Ces recommandations s'adressent aux organismes de réglementation, aux professionnels de la santé publique, aux ingénieurs-conseils et à d'autres intervenants qui ont une bonne connaissance technique du domaine.

Effets sur la santé

Dans certains cas, l'utilisation d'eaux domestiques recyclées dans les chasses d'eau des toilettes (et des urinoirs dans les immeubles commerciaux) peut contribuer grandement à la réduction de la consommation d'eau. Cependant, la présence de microorganismes pathogènes (bactéries, protozoaires et virus) et de substances chimiques dans les eaux usées domestiques peut constituer un risque pour la santé si les eaux usées ne sont pas traitées adéquatement ou si elles sont utilisées à des fins autres que les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs.

Bien qu'un traitement efficace puisse produire des eaux domestiques recyclées pratiquement débarrassées de tout microorganisme pathogène, un petit nombre de ceux-ci peuvent survivre et poser un certain risque, comme lors de jonctions fautives accidentelles entre le système de recyclage et le réseau d'approvisionnement en eau potable. Cela peut mener à l'ingestion d'eau contenant des agents entéropathogènes pour l'homme qui peuvent causer des maladies gastro-intestinales graves. Une telle situation est particulièrement préoccupante pour ce qui est des sous-populations vulnérables, comme les nourrissons, les personnes âgées et les sujets immunodéprimés, chez qui les effets risquent d'être plus graves, chroniques (p. ex., atteinte

rénale), voire mortels. Les utilisateurs de toilettes ou d'urinoirs alimentés par des eaux domestiques recyclées peuvent aussi ingérer accidentellement de très petits volumes d'eau par l'entremise d'aérosols ou par le contact mains-bouche avec des gouttelettes.

Comme l'exposition aux substances chimiques présentes dans les eaux domestiques recyclées devrait être minime comparativement aux autres expositions domestiques, les effets sur la santé de l'exposition aux produits chimiques présents dans les eaux domestiques recyclées utilisées seulement pour les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs devraient l'être également.

Cadre de gestion

La gestion de systèmes décentralisés de recyclage de l'eau revêt une importance particulière. De tels systèmes pourraient assurer la collecte et le traitement de l'eau provenant d'habitations individuelles ou regroupées comme les immeubles d'appartements. Si les petits systèmes ont des répercussions sur un nombre moins important de personnes que les grands systèmes, il reste que, du point de vue des procédés, ces petits systèmes peuvent être tout aussi complexes. Les risques potentiels à la santé liés aux systèmes décentralisés de traitement des eaux domestiques recyclées font ressortir la nécessité d'un niveau élevé de fiabilité et de surveillance du traitement.

Il est recommandé que les autorités compétentes élaborent et mettent en œuvre un programme de gestion pour les systèmes d'eaux domestiques recyclées qui tienne compte des principes de protection de la santé publique, des capacités administratives et opérationnelles locales ainsi que de certaines considérations économiques. Une évaluation des risques propres à chaque système devrait être initialement menée pour déterminer les niveaux de réduction ou d'inactivation microbiologique requis. Les technologies de traitement utilisées doivent permettre de systématiquement atteindre les valeurs recommandées dans le présent document. Pour garantir l'efficacité à long terme du traitement des eaux recyclées, le programme de gestion doit reposer sur trois éléments clés, à savoir la surveillance des opérations, les inspections et la surveillance continue.

1.0 Introduction

Les Canadiens comptent parmi ceux qui font la plus grande consommation d'eau par habitant au monde. Selon Environnement Canada (2009), des modifications simples apportées aux habitudes de consommation et aux appareils électroménagers peuvent réduire jusqu'à 40 % la consommation domestique d'eau. De nombreuses mesures et stratégies peuvent se traduire par une réduction marquée du gaspillage de l'eau. Si certaines sont assez courantes, simples et peu coûteuses, d'autres sont relativement nouvelles ou carrément innovatrices, comme le recyclage des eaux. Les Canadiens s'intéressent de plus en plus aux pratiques de gestion durable de l'eau, y compris le recyclage des eaux domestiques. Voici d'autres facteurs qui contribuent à l'intérêt de cette pratique :

- l'occasion d'offrir un d'approvisionnement d'eau fiable dans des zones éloignées ou écosensibles;
- la surcharge imposée aux sources d'eau traditionnelles;
- l'accroissement des coûts engagés pour satisfaire aux normes de traitement de l'eau potable et d'épuration des eaux usées;
- la possibilité de réduire le volume d'eaux usées domestiques rejetées dans les cours d'eau;
- les sécheresses et les pénuries d'eau saisonnières (potentiellement exacerbées par les changements climatiques); et
- la migration des populations vers les grands centres, qui se répercute sur la configuration spatiale de la demande d'eau (Anderson et coll., 2001).

Si l'utilisation d'eaux recyclées présente bien des avantages, les agents pathogènes ou chimiques qui s'y trouvent peuvent constituer un risque pour la santé humaine ou l'environnement. En raison de ces risques et du faible coût de l'eau au Canada, on a été lent à poursuivre le développement du recyclage de l'eau. Pour le moment, la Colombie-Britannique est la seule province canadienne à avoir adopté une norme sur l'eau recyclée (*Municipal Sewage Regulation*) destinée à différentes applications, y compris les chasses d'eau et l'irrigation (Government of British Columbia, 1999). Les lois albertaines (Government of Alberta, 1993) autorisent l'utilisation des eaux usées municipales à des fins d'irrigation. Pour appuyer ces dispositions législatives, Alberta Environment (2000) a publié des recommandations qui facilitent l'évaluation des projets. Le document *Atlantic Canada Wastewater Guidelines Manual for Collection, Treatment and Disposal* comprend ainsi un chapitre sur l'utilisation de l'eau recyclée, notamment à des fins d'irrigation (Environnement Canada, 2006). D'autres provinces analysent plutôt au cas par cas les projets de recyclage de l'eau qui leur sont soumis. En l'absence de recommandations, certains gouvernements ont recours à des sites de démonstration ou d'essai pour étudier le recyclage de l'eau (SCHL, 1997; Ho et coll., 2001).

De nombreux rapports soulignent l'importance de conseils et d'un encadrement de la part du gouvernement fédéral concernant le recyclage de l'eau, afin d'intégrer ce processus dans de futures stratégies de gestion de l'eau (Marsalek et coll., 2002; Brandes et Ferguson, 2004). Deux grands obstacles à l'adoption du recyclage de l'eau comme stratégie ont été relevés : 1) l'absence de normes de plomberie concernant les systèmes d'eau non potable; 2) l'absence de recommandations nationales sur la qualité de l'eau recyclée (SCHL, 1997). La CSA (2006) a élaboré la norme B128.1-F06/B128.2-F06, *Conception et installation des réseaux d'eau non potable/Entretien et mise à l'essai à pied d'œuvre des réseaux d'eau non potable*, qui traite des

exigences relatives à la plomberie. Le présent document examine le second obstacle et contribuera à l'élaboration d'une approche nationale cohérente en matière d'utilisation sûre et durable des eaux domestiques recyclées.

1.1 Portée de ce document

Le présent document établit des recommandations pour la qualité des eaux domestiques recyclées et propose des éléments pour un cadre de gestion. La partie I comprend des informations de conseils concernant les cadres et les modèles de gestion; la partie II présente le fondement scientifique des recommandations sur la qualité de l'eau. Ces recommandations et le cadre de gestion proposé s'appliquent uniquement au recyclage des eaux usées ou grises domestiques destinées à alimenter les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs, sur place ou dans des résidences ou commerces avoisinants. Les utilisations commerciales doivent être à petite échelle (p. ex., commerce de détail). Les eaux pluviales recyclées et les eaux usées provenant de sources industrielles de contamination n'entrent pas dans le cadre des présentes recommandations.

Malgré leur portée limitée, ces recommandations sont considérées comme un premier pas qui mènera à une plus grande utilisation de l'eau recyclée. L'objectif à long terme est de fournir les outils et conseils nécessaires à l'utilisation sans danger de l'eau recyclée pour différents usages bénéfiques, tout en minimisant les risques que cette eau peut poser pour la santé humaine et l'environnement. Les exigences en matière de conception, d'installation et d'entretien des pièces de plomberie des réseaux d'eau non potable sont définies dans la norme B128.1-F06/B128.2-F06 de la CSA (CSA, 2006).

Les présentes recommandations s'adressent aux organismes de réglementation, aux professionnels de la santé publique, aux ingénieurs-conseils et autres personnes ayant une connaissance technique du domaine. L'approche adoptée dans l'établissement des paramètres de qualité des eaux domestiques recyclées est prudente. Bien que le risque d'exposition à l'eau recyclée utilisée dans les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs soit probablement faible, les effets possibles sur la santé d'un contact avec de l'eau microbiologiquement contaminée sont suffisamment graves pour justifier une approche de précaution.

1.2 Approche axée sur les risques

Ce document a adopté une approche axée sur les risques, afin que la qualité et la gestion des eaux domestiques recyclées soient compatibles avec les principes de protection de la santé publique à long terme. Cette approche vise à cerner tous les dangers potentiels d'un système de traitement des eaux recyclées, à évaluer leurs répercussions potentielles sur la qualité de l'eau et la santé publique, et à déterminer les moyens de réduire ces risques, au lieu de simplement réagir aux problèmes qui surgissent. La partie I de ce document traite des considérations de gestion des risques, y compris des éléments d'un cadre de gestion et des modèles de gestion possibles. Les recommandations sont basées sur l'évaluation du risque, notamment la détermination des dangers, l'évaluation de l'exposition et la caractérisation des risques, tel que décrit dans la partie II.

2.0 Recommandations pour la qualité des eaux recyclées

Le tableau 1 indique les valeurs recommandées pour plusieurs paramètres de qualité des eaux recyclées. Dans un cadre général de gestion, ces valeurs visent à accroître la fiabilité des traitements et l'efficacité de la désinfection, et contribuent ainsi à protéger la santé publique. Elles peuvent être utilisées pour assurer de bonnes conditions de qualité de l'eau lors de la mise en service d'un réseau d'eau recyclée, à des fins de vérification périodique du réseau et comme mesures de précaution si les paramètres opérationnels ne sont pas satisfaits.

Tableau 1 : Recommandations pour les eaux domestiques recyclées utilisées dans les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs^a

Paramètre	Unité	Paramètres de qualité de l'eau	
		Médiane	Maximum
DBO ₅	mg/L	≤ 10	≤ 20
TSS ^b	mg/L	≤ 10	≤ 20
Turbidité ^b	UTN	≤ 2	≤ 5
<i>Escherichia coli</i> ^c	UFC/100 mL	Non détecté	≤ 200
Coliformes thermotolérants ^c	UFC/100 mL	Non détectés	≤ 200
Chlore résiduel total ^d	mg/L	≥ 0,5	

^a À moins d'indication contraire, les paramètres de qualité recommandés s'appliquent aux eaux recyclées au point de sortie de l'installation ou de l'unité de traitement. DBO₅ = demande biochimique en oxygène sur 5 jours; TSS = total des solides en suspension; UTN = unité de turbidité néphélométrique; UFC = unité formant colonies.

^b Mesurées avant le point de désinfection. Les TSS ou la turbidité doivent être contrôlées dans un système donné.

^c Les coliformes thermotolérants ou *Escherichia coli* doivent être contrôlés dans un système donné. D'autres renseignements sont fournis dans l'encadré 1.

^d Mesuré au point où l'eau recyclée traitée entre dans le réseau de distribution/plomberie.

Toutes les eaux domestiques recyclées servant à alimenter les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs devraient être désinfectées. La désinfection primaire peut être réalisée par tout moyen chimique, physique ou biologique conduisant à la destruction, à l'inactivation ou à l'élimination des microorganismes. La chloration est recommandée au moins comme mesure de désinfection secondaire, afin que du chlore résiduel soit maintenu dans le réservoir (le cas échéant) et le réseau de distribution/plomberie. L'encadré 1 justifie le choix des paramètres retenus. Tout programme de gestion, y compris les technologies de traitement existantes, devrait systématiquement satisfaire aux critères de qualité des eaux recyclées du tableau 1.

Encadré 1 : Paramètres de qualité des eaux domestiques recyclées	
Paramètre	Justification du choix
Demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO ₅)	Une demande biochimique en oxygène (DBO ₅) excessive peut causer des problèmes d'esthétique et des désagréments (problèmes d'odeur et de couleur). Les substances organiques peuvent être décomposées par les microorganismes, causant une diminution de la teneur en oxygène de l'eau, et peuvent nuire aux processus de désinfection. Le maintien de la DBO ₅ aux niveaux du tableau 1 aidera à maintenir des conditions aérobies dans le système.
Total des solides en suspension (TSS)	Le total des solides en suspension (TSS) est contrôlé pour des raisons tant sanitaires qu'esthétiques. Les contaminants organiques et les métaux lourds étant adsorbés sur des particules, ces TSS peuvent protéger les microorganismes des désinfectants et créer des problèmes d'odeur. Le maintien à des niveaux égaux ou inférieurs à ceux indiqués au tableau 1 améliorera l'efficacité de la désinfection. Il est recommandé de surveiller soit le TSS, soit la turbidité.
Turbidité	La turbidité est contrôlée pour des raisons à la fois sanitaires et esthétiques. Elle peut être d'origine organique, contenir des toxines et abriter des agents pathogènes. Une turbidité excessive peut occasionner des problèmes d'odeur et nuire à la désinfection. Ce paramètre est utile pour surveiller la performance d'une unité ou d'une installation de traitement. Le maintien à des niveaux inférieurs ou égaux à ceux indiqués au tableau 1 améliorera l'efficacité de la désinfection. Il est recommandé de surveiller soit le TSS, soit la turbidité.
<i>Escherichia coli</i>	La présence d' <i>E. coli</i> dans l'eau qui quitte l'unité de traitement peut constituer une façon d'évaluer l'adéquation de la désinfection. Un système de traitement bien conçu et bien exploité devrait être capable de systématiquement réduire les concentrations d' <i>E. coli</i> à des niveaux non détectables. La valeur recommandée pour l' <i>E. coli</i> dans les réseaux d'eaux domestiques recyclées est d'aucun microorganisme détectable par 100 mL. Comme le système de traitement le plus perfectionné ne peut fournir une eau entièrement dépourvue de microorganismes pathogènes en tout temps, une concentration maximale de 200 UFC par 100 mL est acceptable dans les conditions décrites à la section 2.1. Dans le cas des systèmes ne recyclant que les eaux grises, il est recommandé d'utiliser les valeurs des coliformes thermotolérants plutôt que celles de l' <i>E. coli</i> .
Coliformes thermotolérants	La présence de coliformes thermotolérants dans les eaux domestiques recyclées qui quittent l'unité de traitement peut constituer une façon d'évaluer l'adéquation de la désinfection des systèmes de recyclage des eaux usées ou des eaux grises. Il a été démontré que certains systèmes de recyclage des eaux grises ont des niveaux élevés de coliformes thermotolérants en l'absence d' <i>E. coli</i> . Un système de traitement bien conçu et bien exploité devrait être capable de systématiquement réduire les concentrations de coliformes thermotolérants à des niveaux non détectables. La valeur recommandée pour les coliformes thermotolérants dans les réseaux d'eaux domestiques recyclées est d'aucun microorganisme détectable par 100 mL. Comme le système de traitement le plus perfectionné ne peut fournir une eau entièrement dépourvue de microorganismes pathogènes en tout temps, une concentration maximale de 200 UFC par 100 mL est acceptable dans les conditions décrites à la section 2.1.
Chlore résiduel total	La désinfection joue un rôle essentiel dans ce processus, et du chlore résiduel doit être présent dans le système de stockage des eaux domestiques recyclées et la tuyauterie du réseau de distribution. Le chlore résiduel total est une mesure de l'ensemble des espèces chimiques contenant du chlore à l'état oxydé, et correspond généralement à la somme des concentrations de chlore libre et de chlore combiné présentes dans l'eau. Une concentration minimale mesurable de chlore résiduel total de 0,5 mg/L indique que le niveau de désinfection est adéquat (p. ex., dépassement de la demande en chlore) et peut prévenir la recroissance bactérienne dans le réservoir ou bassin de stockage. La surveillance du chlore résiduel est également un moyen simple, rapide et peu coûteux d'obtenir de l'information sur la qualité microbiologique de l'eau.

2.1 Application des recommandations

Les exigences de surveillance des systèmes de traitement des eaux recyclées ne sont pas les mêmes pour la période de mise en service et la vérification continue des systèmes existants. Lors de la mise en service, le régime d'échantillonnage doit être plus intensif pour vérifier que le système de traitement fonctionne adéquatement. Durant les 30 premiers jours de fonctionnement (soit la mise en service), au moins cinq échantillons doivent être prélevés et testés pour vérifier qu'ils satisfont à tous les paramètres de qualité de l'eau énumérés au tableau 1. Certains paramètres, comme le chlore résiduel, peuvent faire l'objet de tests plus fréquents. Les échantillons devraient être prélevés à intervalles réguliers durant la période de 30 jours. La valeur médiane obtenue pour cinq échantillons devrait respecter les valeurs indiquées au tableau 1. La limite maximale de n'importe quel paramètre ne devrait pas être dépassée. Cette fréquence de surveillance doit être maintenue jusqu'à ce que le système respecte toutes les recommandations du tableau 1.

Lorsqu'une période d'échantillonnage de 30 jours révèle que les eaux domestiques recyclées traitées respectent les recommandations de tous les paramètres, la fréquence de surveillance de certains paramètres peut être réduite. Les fréquences de surveillance du chlore résiduel et de la turbidité ou du TTS (si possible) devraient être maintenues, alors que les fréquences de surveillance de l'*E. Coli* ou des coliformes thermotolérants et de la DBO₅ peuvent être ramenées à une ou deux fois par année (selon la province ou le territoire) pour s'assurer que le système fonctionne toujours efficacement. Au moment de la surveillance semestrielle ou annuelle, au moins deux échantillons devraient être prélevés pour chaque paramètre analysé. Ces échantillons devraient être recueillis au moins à une heure d'intervalle pour mieux estimer la qualité de l'eau produite. Les résultats de ces échantillons devraient respecter les valeurs médianes du tableau 1, sans dépasser la valeur maximale. Lors du prélèvement de deux échantillons seulement (la médiane ne peut donc être établie), la qualité de l'eau est considérée comme respectant recommandation pour ce paramètre si l'échantillon est égal ou inférieur à la valeur médiane et tous les échantillons sont en deçà de la valeur maximale. Si les deux échantillons dépassent la valeur médiane ou si un échantillon dépasse la valeur maximale, des échantillons de contrôle devraient être recueillis pour confirmer le dépassement.

Lorsqu'il est confirmé qu'un paramètre dépasse la recommandation correspondante devrait entraîner un retour au régime de surveillance établi pour les systèmes durant la période de mise en service de 30 jours, ainsi qu'une enquête sur la cause du dépassement. Si les valeurs médianes recommandées sont dépassées, mais que tous les échantillons sont en deçà des valeurs maximales, le système peut continuer à être utilisé durant l'enquête sur la qualité de l'eau. Si les valeurs maximales d'un paramètre sont dépassées, il faudrait éviter d'utiliser le système jusqu'à ce que le problème ait été réglé et que la qualité de l'eau respecte les recommandations.

2.2 Calcul des objectifs de traitement microbiologique des eaux recyclées

En vue de compléter les recommandations, les provinces et les territoires peuvent établir des objectifs de traitement fondés sur la santé pour atteindre un objectif sanitaire (voir la section 4.5). Au nombre des sources potentielles d'eaux domestiques recyclées examinées dans les présentes recommandations figurent les eaux usées domestiques et les eaux grises. La source de l'eau à recycler peut affecter les objectifs de traitement requis pour atteindre les valeurs recommandées du tableau 1. L'évaluation des risques (décrite à la section 4.0 et à l'annexe B) offre un exemple d'objectifs de traitement, soit les exigences relatives à la réduction

logarithmique pour le traitement des eaux domestiques recyclées provenant des eaux usées. Les concentrations initiales de pathogènes constituent une importante variable pour le calcul des exigences relatives à l'élimination et à l'inactivation. L'annexe B utilise des valeurs par défaut pour les concentrations de pathogènes dans les eaux usées. Des données sur les concentrations de pathogènes peuvent être recueillies pour chaque système et être utilisées à la place des valeurs par défaut.

Il existe actuellement peu de données publiées sur les concentrations de pathogènes dans les sources d'eaux grises; des valeurs par défaut pour les eaux grises n'ont donc pas été incluses. En l'absence de telles valeurs, les valeurs par défaut pour les eaux usées peuvent être utilisées. Des données propres à chaque site peuvent toutefois être particulièrement utiles dans le cas des systèmes d'eaux grises, car ils contiennent probablement moins de matières fécales que les eaux usées et, donc de plus faibles concentrations d'entéropathogènes. Bien que les matières fécales soient moins abondantes, les concentrations de dangers microbiologiques et chimiques dans les eaux grises peuvent énormément varier (voir les tableaux 3 et 5 de la partie II). Il est à espérer que suffisamment de données sur les concentrations de pathogènes dans les eaux grises seront disponibles à plus long terme pour pouvoir calculer les exigences relatives à l'élimination et à l'inactivation qui s'appliquent aux eaux grises.

Partie I : Éléments potentiels d'un cadre de gestion des eaux domestiques recyclées

3.0 Gestion des risques sanitaires liés aux systèmes décentralisés et regroupés de recyclage des eaux domestiques

La gestion des systèmes décentralisés de recyclage des eaux domestiques revêt une importance particulière. Les gouvernements municipaux et provinciaux devront élaborer une stratégie détaillée, telle qu'une approche à barrières multiples, pour assurer une gestion efficace des systèmes de recyclage de l'eau. L'objectif ultime d'une approche à barrières multiples devrait être de protéger la santé publique. Les principes de gestion des risques énoncés dans *De la source au robinet : L'approche à barrières multiples pour une eau potable saine* (CFPTEP/CCME, 2002) peuvent aussi être appliqués aux eaux recyclées. Les systèmes de recyclage de l'eau comprennent la source d'eau à recycler, le système de traitement et le réseau de distribution/de plomberie. Tous les aspects du système de recyclage de l'eau devraient être gérés de façon intégrée en se basant sur les principes décrits dans l'encadré 2. Ils ont été adaptés du document *De la source au robinet* (CFPTEP/CCME, 2002) pour assurer une gestion saine des systèmes de recyclage de l'eau. D'autres pays ont également élaboré et publié des stratégies de gestion des eaux recyclées (U.S. EPA, 2005; NRMMC-EPHC, 2006).

La mise en œuvre d'un système de recyclage de l'eau doit prendre en considération de nombreux autres éléments, notamment la plomberie et la gestion des réseaux, les aspects économiques, les modèles de gestion, la validation et la certification des technologies, l'installation et la mise en service de nouveaux systèmes ainsi que la surveillance, les inspections et le contrôle des opérations. Les considérations liées à la plomberie et à la gestion des réseaux sont décrites dans la norme CSA B128.1-F06/B128.2-F06 (CSA, 2006). Cette dernière fournit de l'information sur les exigences minimales relatives à la plomberie des réseaux d'eau non potable, y compris le marquage des tuyaux, la prévention des retours d'eau, la vérification de la pression, la détection des jonctions fautives et les calendriers d'entretien proposés. Ces détails ne seront pas inclus dans le présent document.

3.1 Considérations économiques

Il est important de soupeser les coûts et les avantages des projets de recyclage de l'eau. Il reste qu'il est souvent difficile de comptabiliser les coûts avec justesse (Law, 1996; Ni et coll., 2003; Radcliffe, 2004). Il est recommandé d'évaluer tout projet de recyclage d'eaux domestiques au cas par cas afin d'en déterminer la faisabilité économique. La première étape est d'établir un budget pour l'eau qui tienne compte de toutes les utilisations de l'eau dans l'immeuble visé. Les premières mesures adoptées devraient viser la rationalisation de l'eau, notamment en utilisant des produits à faible débit d'eau. Si le recyclage de l'eau reste toujours intéressant ou nécessaire au terme de cette analyse, il faudra examiner les coûts suivants : 1) le coût des investissements dans un système de traitement, dans le stockage et dans la plomberie; 2) les coûts d'exploitation et d'entretien, y compris les coûts d'électricité, de réparation, de produits consommables et de surveillance; et 3) les éventuels frais de permis et d'inspection. On peut s'attendre à d'autres coûts, mais aussi à des avantages liés à la réduction de la consommation d'eau et de la capacité nécessaire de traitement des eaux usées. Plusieurs études de cas qui présentent des projets de recyclage de l'eau économiquement réalisables et ayant donné de bons résultats sont disponible auprès de la Société canadienne d'hypothèques et de logement (2009).

Encadré 2 : Principes de gestion des risques pour les systèmes décentralisés et regroupés de recyclage de l'eau

Cadres législatifs et stratégiques

Pour s'assurer que la santé humaine est protégée adéquatement, cadres législatif et stratégiques devraient présenter un engagement clair quant à l'utilisation responsable des eaux recyclées (y compris l'élimination responsable des sous-produits) et à l'adoption d'une approche préventive de gestion des risques. Les cadres de politiques devraient comprendre les responsabilités qui se rattachent aux divers aspects des systèmes de recyclage des eaux domestiques, notamment les responsabilités des autorités, des propriétaires et des exploitants. Ces responsabilités varieront selon la province ou le territoire.

Participation et sensibilisation du public

Il est nécessaire d'établir et de conserver des partenariats et une communication entre les différents intervenants et des personnes du public qui s'intéressent à l'utilisation des eaux domestiques recyclées. Voici quelques stratégies permettant d'atteindre cet objectif :

- informer le public sur les risques à la santé et fournir du matériel éducatif sur des questions comme la désinfection de l'eau, les recommandations, les problèmes de conservation et les coûts de prestation des services;
- informer sur les programmes ou services existants de gestion des systèmes de recyclage des eaux domestiques;
- dans le cas de systèmes regroupés, publier des résultats ou des sommaires relatifs à la surveillance ainsi que des rapports périodiques sur le système, son fonctionnement et les améliorations ou changements envisagés.

Recommandations, normes et objectifs

Les recommandations, les normes et les objectifs fournissent aux autorités, aux propriétaires et aux exploitants responsables des cibles relatives à la qualité de l'eau pouvant être utilisées avec la surveillance pour maintenir la qualité des eaux recyclées à un niveau acceptable pour l'usage final prévu. Ceci pourrait comprendre des cibles pour la qualité de l'eau visant à protéger la santé humaine ou l'environnement.

Traitement et distribution

Le traitement des eaux recyclées constitue une partie importante de l'approche à barrières multiples visant à protéger la santé publique. Les systèmes de traitement doivent donc être conçus et construits judicieusement. Un degré élevé de fiabilité et de surveillance est également requis. Les propriétaires et les exploitants devraient savoir quoi faire et qui contacter en cas d'échec du traitement des systèmes de recyclage, et connaître la façon de les entretenir et de les exploiter efficacement. La conception et la construction de réseaux de distribution/de plomberie pour les systèmes de recyclage de l'eau doivent respecter les recommandations et les normes et comprendre des programmes de détection des jonctions fautives.

Gestion

La protection de la santé publique exige une gestion efficace des systèmes de recyclage de l'eau; des programmes de gestion doivent donc être mis en place. Il peut être possible d'intégrer les considérations relatives au traitement des eaux domestiques recyclées dans les programmes existants de traitement des eaux usées afin de gérer plus efficacement les systèmes. Les programmes de gestion devraient inclure des éléments de base des bonnes pratiques, comme la formation des propriétaires et des exploitants, la participation des collectivités, la recherche et le développement, la validation de l'efficacité des procédés et des systèmes de documentation et de présentation de rapports. En outre, des stratégies ou des plans préventifs de gestion des risques devraient être élaborés pour tous les systèmes de recyclage de l'eau. Les propriétaires et les exploitants de tels systèmes doivent comprendre en gros l'ensemble du système de recyclage de l'eau, les dangers et les événements qui peuvent compromettre la qualité des eaux recyclées ainsi que les mesures préventives et les contrôles opérationnels nécessaires à l'utilisation fiable et sécuritaire des eaux recyclées. Les organismes de réglementation devraient fournir de l'information et un appui aux propriétaires et aux exploitants de façon continue pour qu'ils comprennent bien leurs responsabilités.

Surveillance

La surveillance de la qualité de l'eau des systèmes de recyclage peut faciliter la sélection du type de traitement nécessaire, déterminer si le système de traitement fonctionne correctement et assurer que l'eau est d'une qualité acceptable quant à son usage final prévu.

3.2 Programmes de gestion

L'expérience liée aux systèmes privés de traitement des eaux usées (p. ex., les fosses septiques conventionnelles) démontre que la plupart des programmes de gestion confient aux propriétaires toute la responsabilité de l'exploitation et de l'entretien de leurs systèmes. Toutefois, bon nombre de ces programmes se heurtent à des problèmes pour différentes raisons, notamment :

- le manque de fournisseurs de services qualifiés;
- l'absence de réglementation obligeant les propriétaires à entretenir correctement leurs systèmes;
- le peu de formation offerte aux propriétaires; et
- le manque d'inspections et de surveillance une fois les systèmes installés.

Pour surmonter certains de ces problèmes, plusieurs modèles de gestion et approches peuvent être adaptés aux systèmes décentralisés de recyclage de l'eau. Bien que les systèmes décentralisés touchent un moins grand nombre de personnes que les gros systèmes, les petits systèmes sont aussi complexes, du point de vue des procédés, que les systèmes plus gros. On peut donc considérer que ces systèmes présentent un risque modéré à élevé; une approche et un programme de gestion adéquats devraient être mis en œuvre pour tenir compte de ce niveau de risque. Le tableau 2 présente certains modèles de gestion, adaptés du document de la U.S. EPA (2005), qui s'appliquent aux systèmes décentralisés de recyclage de l'eau et qui peuvent être utilisés comme éléments d'un programme de gestion.

Tableau 2 : Modèles de gestion des systèmes décentralisés de recyclage de l'eau^a

Type d'application	Description du programme	Avantages	Limites
1. Modèle avec contrat d'entretien			
<ul style="list-style-type: none"> • Systèmes desservant une maison individuelle 	<ul style="list-style-type: none"> • Exigences de performance du système • Systèmes conçus correctement • Installation conforme à la norme CSA B-128.1-F06/B128.2-F06 • Inspection préalable à la mise en service • Passation et maintien en vigueur de contrats d'entretien • Inventaire de tous les systèmes • Système de suivi des contrats 	<ul style="list-style-type: none"> • Diminution des risques de défaillance du système • Protection de l'investissement du propriétaire • Moins de ressources nécessaires qu'avec d'autres types de programmes • Systèmes bien installés et entretenus 	<ul style="list-style-type: none"> • Difficulté à surveiller et à assurer la conformité, du fait qu'il faut s'en remettre au propriétaire ou à l'entrepreneur pour déclarer des interruptions de service • Absence de mécanisme permettant d'évaluer l'efficacité du programme d'entretien • Nécessité d'un système de suivi des contrats

Tableau 2 (suite)

Type d'application	Description du programme	Avantages	Limites
2. Modèle avec permis d'exploitation			
<ul style="list-style-type: none"> • Systèmes desservant une maison individuelle • Systèmes dans des habitations à logements multiples ou des immeubles commerciaux 	<ul style="list-style-type: none"> • Exigences de performance et de surveillance des systèmes • Liberté de conception, sous réserve de normes de conception applicables à certains sites • Installation conforme à la norme CSA B-128.1-F06/B128.2-F06 • Régime réglementaire de surveillance prévoyant la délivrance de permis renouvelables pouvant être révoqués en cas de non-conformité • Inventaire de tous les systèmes • Suivi des permis d'exploitation et surveillance de la conformité • Minimum pour les systèmes de grande capacité 	<ul style="list-style-type: none"> • Rapports périodiques de surveillance de la conformité • Identification des systèmes non conformes et imposition de mesures correctives 	<ul style="list-style-type: none"> • Besoin d'une expertise et de ressources accrues de la part de l'organisme de réglementation • Nécessité d'un système de suivi des permis • Nécessité de pouvoirs d'application pour les autorités
3. Modèle d'exploitation par une entité de gestion responsable (EGR)			
<ul style="list-style-type: none"> • Immeubles à logements multiples ou immeubles commerciaux • Systèmes regroupés 	<ul style="list-style-type: none"> • Exigences de performance et de surveillance des systèmes • Installation conforme à la norme CSA B-128.1-F06/B128.2-F06 • Services d'exploitation et d'entretien (EE) professionnels assurés par une EGR • Régime réglementaire de surveillance prévoyant la délivrance de permis aux EGR (la propriété des systèmes demeure entre les mains des propriétaires) • Inventaire de tous les systèmes • Système de suivi des permis d'exploitation et surveillance de la conformité 	<ul style="list-style-type: none"> • Responsabilité de l'EE transférée à une EGR professionnelle titulaire du permis d'exploitation • Détection des problèmes avant la survenue de défaillances 	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilité qu'une loi habilitante soit nécessaire pour permettre à l'EGR de détenir un permis pour le compte du propriétaire du système • Nécessité pour l'EGR d'obtenir l'approbation du propriétaire pour effectuer des réparations • Nécessité de droits d'usage ou de droit d'entrée • Nécessité de surveillance des EGR par l'organisme de réglementation

Tableau 2 (suite)

Type d'application	Description du programme	Avantages	Limites
4. Modèle de propriété par une entité de gestion responsable (EGR)			
<ul style="list-style-type: none"> • Systèmes regroupés appartenant à différents propriétaires 	<ul style="list-style-type: none"> • Exigences de performance et de surveillance des systèmes • Installation conforme à la norme CSA B-128.1-F06/B128.2-F06 • Gestion professionnelle de tous les aspects des systèmes décentralisés • Propriétaires ou opérateurs formés et accrédités • Régime réglementaire de surveillance prévoyant la délivrance de permis • Inventaire de tous les systèmes • Système de suivi des permis d'exploitation et surveillance de la conformité 	<ul style="list-style-type: none"> • Niveau de surveillance élevé • Réduction des risques de non-conformité • Élimination des possibilités de conflit entre propriétaires et EGR 	<ul style="list-style-type: none"> • Possibilité qu'une loi habilitante ou que l'établissement d'un district de gestion soit nécessaire • Possibilité qu'un investissement financier considérable soit nécessaire de la part de l'EGR • Possibilité de freiner la concurrence ou l'innovation

^a Adaptation d'un document de la U.S EPA (2005)

Partout au pays, les différentes institutions, modalités et procédures qui interviennent dans un programme de gestion dépendent de nombreux facteurs, dont la loi habilitante, les ressources disponibles et le besoin ou le souhait de la personne ou de la collectivité de recycler l'eau. Il est normal dans ce contexte que les programmes de gestion et les résultats varient d'une province ou d'un territoire à l'autre. Les structures de gestion peuvent aller d'un réseau informel de partenaires travaillant dans un cadre de concertation à une entité de gestion responsable (EGR) hautement structurée qui est propriétaire ou assure l'entretien des systèmes de traitement. Les autorités compétentes devront déterminer le type de programme de gestion qui répondra le mieux aux besoins des collectivités dont elles sont responsables. Des stratégies ou des plans de gestion préventive des risques doivent être élaborés pour tous les systèmes de recyclage de l'eau. L'objectif visé est de fournir des critères permanents et mesurables qui garantissent le respect des exigences de performance et, dans la mesure du possible, le dépistage des anomalies et la prise de mesures correctives avant que des effets néfastes sur la santé ne soient observés. Même s'ils doivent respecter les principes décrits dans l'approche à barrières multiples, tous les plans de gestion des risques seront plus ou moins détaillés et exigeants selon la complexité du système de recyclage de l'eau et le niveau potentiel de risques qui y est associé, et selon également le savoir-faire du propriétaire ou de l'opérateur du système.

3.3 Validation et certification des techniques

Les systèmes de traitement décentralisés doivent avant tout être conçus de manière à protéger la santé publique et les ressources en eau, mais ils doivent aussi être abordables. Les codes normatifs simplifient les revues de conception, mais restreignent les possibilités de développement et l'innovation. L'expérience révèle que de nombreuses éclosions de maladies

d'origine hydrique sont attribuables à des défaillances matérielles. Lorsqu'il s'agit de systèmes de recyclage de l'eau, les risques potentiels pour la santé et les impératifs de fiabilité du traitement font ressortir la nécessité d'une validation de la performance des systèmes. Idéalement, un programme de vérification des technologies devrait être prévu afin d'assurer une évaluation fiable effectuée par un tiers et la certification des dispositifs de traitement (voir annexe C). Des protocoles d'évaluation devraient déterminer la performance des procédés et des technologies sous différentes conditions contraignantes. Il n'existe actuellement au Canada aucun programme de vérification des technologies qui vise les systèmes de recyclage de l'eau. La norme NSF/ANSI 40 du NSF International/American National Standards Institute et les normes NQ 3680-910 et NQ 3680-915 du Bureau de normalisation du Québec (BNQ) sont des exemples de normes et de protocoles d'essais visant la certification de systèmes décentralisés de traitement des eaux usées. Ces protocoles pourraient en théorie être adaptés de manière à répondre aux exigences relatives aux systèmes de recyclage de l'eau, notamment en ce qui touche à la désinfection. Ils constituent de bons points de départ pour l'élaboration d'un protocole de vérification approprié des technologies applicables aux systèmes de recyclage de l'eau. L'annexe D fournit un bref aperçu des technologies de traitement applicables.

3.4 Installation et mise en service de nouveaux systèmes

Avant la mise en service d'un système, les autorités compétentes devront en vérifier l'installation et le fonctionnement ainsi que la conformité à la norme CSA B128.1-F06/B128.2-F06, *Conception et installation des systèmes d'eau non potable/Entretien et mise à l'essai à pied d'œuvre des systèmes d'eau non potable* (CSA, 2006). Revêtent une importance particulière, la prévention des raccordements croisés avec des tuyaux d'alimentation en eau potable et l'utilisation, dans la mesure du possible, de coupures anti-retour (ces coupures bien installées sont préférables aux dispositifs de non-retour) (NOWRA, 2004). En plus des exigences de la norme CSA B128.1-F06/B128.2-F06, les autorités compétentes devraient s'assurer du bon fonctionnement des capteurs et des instruments de surveillance et vérifier si le système de traitement respecte les exigences de qualité de l'eau traitée (voir la section 2.0). À noter qu'après la mise en service ou une modification importante d'un procédé, les systèmes biologiques peuvent mettre jusqu'à trois semaines pour atteindre un état d'équilibre ou une stabilité de fonctionnement. Des exigences particulières supplémentaires peuvent être imposées en fonction des conditions ou des capacités locales.

Dans le cadre d'un programme de gestion, les autorités compétentes devraient envisager des exigences de certification ou de permis et de formation pour les installateurs. Les présentes recommandations ne visent pas à remplacer les exigences législatives applicables. Les parties intéressées devraient s'assurer qu'elles connaissent et respectent les exigences législatives applicables lorsqu'elles envisagent de se doter d'un système.

3.5 Contrôle, inspections et surveillance des opérations

Comme il est mentionné plus haut, tout programme de gestion devrait être élaboré en tenant compte des principes de protection de la santé publique, des recommandations sur la qualité de l'eau, des pouvoirs de l'organisme de réglementation, des capacités administratives et opérationnelles ainsi que des climats politique, social et économique locaux. Une fois que l'on a procédé à la vérification des paramètres de qualité des effluents lors de la mise en service, comme décrit à la section 2.0, un échantillonnage fréquent de l'eau traitée par des systèmes de traitement décentralisés, des systèmes regroupés ou des systèmes autonomes serait tout

simplement trop exigeant et trop coûteux en ressources pour constituer une solution pratique. De plus, les statistiques, notamment les valeurs médianes et moyennes, ont très peu d'importance lors de l'évaluation de la qualité de l'eau des petits systèmes qui, parfois, ne prévoient des échantillonnages qu'une ou deux fois par année (NOWRA, 2004). Dans le cas de ces systèmes, il est recommandé que la surveillance repose sur des paramètres secondaires robustes, comme la performance des moteurs, la pression hydraulique, la température et l'écoulement, et sur une surveillance du chlore résiduel ou de la turbidité au moyen de tests simples ou de capteurs qui ne nécessitent pas un étalonnage fréquent. La vérification de la qualité de l'eau traitée doit être effectuée sur une base périodique (p. ex., semestriellement) et chaque fois que les paramètres opérationnels changent dans le système.

Une fois qu'il est établi qu'un système de traitement est à même de produire la qualité d'eau traitée requise dans des conditions de fonctionnement précises, la vérification de ces conditions de fonctionnement devrait suffire à garantir le maintien du rendement. Par exemple, une fois qu'il est établi qu'une dose de chlore précise et des concentrations résiduelles de chlore permettent le respect des critères bactériologiques de qualité de l'eau, la vérification de la dose de chlore et de chlore résiduel devrait suffire lors des opérations de surveillance régulières. Ces opérations de surveillance peuvent être complétées par un échantillonnage et des analyses périodiques de la qualité de l'eau. Au lieu d'être effectuées au moyen d'échantillonnages et d'analyses bactériologiques quotidiennes, les vérifications de la dose de chlore peuvent se faire par la surveillance des niveaux de liquide dans le réservoir de chlore, et celles des concentrations de chlore résiduel par une surveillance en temps réel au moyen de capteurs ou de la vérification du potentiel d'oxydo-réduction. De simples bandelettes réactives au chlore peuvent également être utilisées pour surveiller le chlore résiduel.

Les paramètres qui peuvent être mesurés à l'aide d'appareils automatiques sont plus fiables lorsque ceux-ci sont utilisés de façon continue et munis d'une alarme. Ils peuvent constituer des points de contrôle critiques. Deux de ces points de contrôle critiques sont la désinfection et l'alimentation électrique. Un système de désinfection devrait être testé entre une fois par jour et une fois par semaine, selon l'ampleur du risque potentiel. Par exemple, des cas de maladie gastro-intestinale surgissant au sein d'un ménage ayant un système de recyclage de l'eau peuvent entraîner un nombre accru de pathogènes dans les eaux usées qui entrent dans le système de recyclage. Il peut alors être préférable de surveiller de plus près le fonctionnement du système de désinfection pour s'assurer de son bon état de marche. Les concentrations de chlore résiduel peuvent servir à surveiller un système de désinfection au chlore. Une source d'alimentation en énergie d'appoint (p. ex., pile ou petite génératrice) devrait être envisagée pour pallier d'éventuelles pannes de courant. On devrait, le cas échéant, envisager de recourir à la télémétrie, afin de permettre une meilleure surveillance des opérations.

Les programmes de gestion devraient se concentrer sur le bon fonctionnement et l'entretien préventif (y compris l'élimination des sous-produits), de manière à garantir la performance à long terme du système. Tous les systèmes devraient posséder des instructions écrites de fonctionnement et d'entretien. La norme CSA B128.1-F06/B128.2-F06 fournit un programme d'entretien pour divers composants des systèmes d'eau non potable, tels que les pompes, les systèmes de filtration et les réservoirs sous pression et de stockage. Cette façon de procéder contraste avec l'évaluation classique de la qualité de l'eau traitée à sa sortie du système, évaluation qui met surtout en lumière des pannes ou des défaillances du système. Les éléments décrits dans cette section peuvent servir de point de départ pour l'élaboration et la mise en œuvre d'un programme de gestion efficace.

Partie II : Considérations scientifiques et techniques

4.0 Évaluation des risques

Le processus d'évaluation des risques comporte quatre volets :

1. *Identification des dangers* – démarche qualitative d'identification des microorganismes ou des substances chimiques préoccupants dans l'eau.
2. *Évaluation de l'exposition* – démarche menant à une estimation (avec précision du degré d'incertitude) de la présence et de la concentration d'un contaminant dans un volume d'eau donné au moment de l'exposition (par ingestion, inhalation ou absorption cutanée).
3. *Caractérisation des dangers* – description des effets néfastes sur la santé pouvant résulter de l'ingestion, de l'inhalation ou de l'absorption cutanée d'un microorganisme ou d'une substance chimique. Quand des données sont disponibles, la caractérisation des dangers devrait préciser les données quantitatives (relation dose-réponse, probabilité d'effets néfastes).
4. *Caractérisation des risques* – estimation des risques à partir des trois volets précédents, c.-à-d. estimation (avec précision du degré d'incertitude) de la probabilité que des effets néfastes sur la santé se produisent dans une population donnée, et de la gravité de ces effets.

À la première étape de l'évaluation des risques associée aux eaux domestiques recyclées, soit l'identification des dangers, il s'agit d'évaluer, à tout le moins de façon approximative, la qualité et la quantité d'eau produite par les activités domestiques (l'effluent) qui doit être traitée et réutilisée.

Dans le contexte du recyclage de l'eau, on fait généralement une distinction terminologique entre les « eaux grises » et les « eaux usées ». Les eaux grises peuvent comprendre les eaux provenant des baignoires, des douches, des lavabos et des machines à laver, mais non des toilettes (Asano, 1998). Les eaux grises n'incluent généralement pas les rejets des éviers de cuisine ou des lave-vaisselle, car ils sont hautement contaminés par des matières grasses et des déchets alimentaires. Les eaux usées domestiques incluent le rejet des eaux usées de sources domestiques, y compris celles des toilettes et des éviers de cuisine. Même si les eaux grises contiennent moins de matières fécales que les eaux usées, elles peuvent, tout comme ces dernières, renfermer un vaste éventail de produits chimiques et de microorganismes pathogènes qui constituent des risques pour la santé humaine.

Qu'il s'agisse d'eaux grises ou usées recyclées, la qualité finale de l'eau doit respecter les valeurs recommandées indiquées au tableau 1. Les procédés de traitement requis pour atteindre ces valeurs peuvent différer selon le type d'eaux (usées ou grises); dans la plupart des cas, plus d'une option de traitement est possible pour produire une eau recyclée de qualité acceptable. Les exigences relatives à l'élimination de tout sous-produit du système doivent être prises en considération (p. ex., biosolides, rétentat membranaire) lors de la sélection du système de traitement des eaux recyclées. Le type et l'utilisation des appareils électroménagers, le nombre et l'âge des occupants, leurs habitudes personnelles et la quantité totale d'eau consommée sont autant de facteurs qui influencent de façon marquée la composition finale de l'effluent non traité. Celui-ci peut contenir :

- des microorganismes, dont certains sont pathogènes;
- des contaminants chimiques, tels que sels dissous (sodium, azote, phosphates et chlorures), savons et détergents;
- de fortes teneurs en matières organiques provenant des matières grasses et des huiles;

- des particules d'aliments, de fibres, de sable, de cheveux, etc.; et
- différents produits chimiques pour la maison, la voiture et le jardin¹.

4.1 Identification des dangers – caractéristiques microbiologiques

Il a été établi que les plus grands risques pour la santé humaine que pose l'utilisation d'eaux domestiques recyclées proviennent des dangers microbiologiques (Yates et Gerba, 1998; Toze, 2004; U.S. EPA, 2004; NRMCC-EPHC, 2006). Plusieurs facteurs contribuent à rendre critique la contamination microbiologique, notamment le taux potentiellement élevé d'agents pathogènes dans l'effluent, en particulier dans les eaux usées, et la nature hautement infectieuse de certains microorganismes. Les manifestations aiguës des maladies que ceux-ci provoquent chez les personnes ou les collectivités qui y sont exposées, conjuguées au risque de transmission interhumaine des infections, font ressortir l'aspect critique des menaces microbiologiques (Devaux et coll., 2001; FAO/OMS, 2003).

Des entéropathogènes de source humaine peuvent se trouver dans de l'eau contaminée par des déchets humains et être déversés dans des eaux grises au moment du lavage de mains, de la prise de bains ou de douches et du lavage de vêtements. Les conditions marquées par des niveaux élevés de carbone biodégradable et des températures douces, comme celles qui règnent souvent dans les réservoirs d'eaux recyclées, peuvent permettre aux agents pathogènes opportunistes comme *Pseudomonas aeruginosa* et *Aeromonas* spp. de se multiplier. Il a par ailleurs été établi que les biofilms qui se forment dans les conduites d'eau constituent des milieux propices à la prolifération de *Legionella* spp. et de *Mycobacterium avium*. On a même noté que des coliformes totaux (organismes indicateurs) pouvaient se multiplier et survivre dans des contenants domestiques d'entreposage de l'eau potable (Trevett et coll., 2005). Les plages indiquées aux tableaux 3 et 4 montrent la variabilité des concentrations de bactéries indicatrices pouvant se trouver dans les eaux grises et les eaux usées (tableau 3) ainsi que dans les fèces et les eaux usées brutes (tableau 4).

Tableau 3 : Plages des concentrations de bactéries indicatrices dans les eaux grises et usées^a

Source d'eaux grises	Concentrations (UFC/100 mL)			
	Coliformes totaux	Coliformes thermotolérants	<i>Escherichia coli</i>	Entérocoques fécaux
Lavabos	$2,4 \times 10^2 - > 2,4 \times 10^6$	n.d. ^b	$0 - 2,4 \times 10^6$	$0 - 2 \times 10^4$
Baignoires, douches et lavabos	$2,5 \times 10^2 - 1,8 \times 10^8$	$0 - 5,0 \times 10^3$	$10 - 10^5$	$10 - 10^5$
Machines à laver, éviers de cuisine	7×10^5	$7,3 \times 10^2$	n.d.	n.d.
Eaux grises ^c	$10^2 - 10^6$	$10^2 - 10^6$	$10 - 10^5$	n.d.
Eaux usées	$10^6 - 10^8$	$10^6 - 10^8$	$10^6 - 10^8$	$10^4 - 10^6$

^a D'après Gardner (2003), Koivunen et coll. (2003), Lazarova et coll. (2003), Ottoson et Stenstrom (2003), Birks et coll. (2004), FBR (2005) et NRMCC-EPHC (2006).

^b n.d. = non disponible.

^c Eaux usées domestiques de toutes sources, à l'exception des toilettes et des éviers de cuisine.

¹ La térébenthine, le liquide pour frein, les produits chimiques pour piscines, les insecticides, les teintures, les préservatifs pour le bois, les nettoyeurs pour le four, les désinfectants, les herbicides, les fongicides, les décapants à meubles, l'essence et les nettoie-vitres en sont quelques exemples.

Tableau 4 : Entéropathogènes et indicateurs retracés dans les fèces et les eaux usées brutes^a

Organisme	Nombre dans les fèces (par gramme)	Nombre dans les eaux usées brutes (par litre)
Bactéries		
Coliformes (bactéries indicatrices)	$10^7 - 10^9$	
<i>Escherichia coli</i> (bactéries indicatrices)		$10^5 - 10^{10}$
<i>E. coli</i> pathogène		Faible
Entérocoques (bactéries indicatrices)		$10^5 - 10^7$
<i>Shigella</i> spp.	$10^5 - 10^9$	$10 - 10^4$
<i>Salmonella</i> spp.	$10^4 - 10^{11}$	$10^3 - 10^5$
<i>Clostridium perfringens</i> (bactéries pathogènes indicatrices)		$10^4 - 10^6$
Virus		
Entérovirus	$10^3 - 10^{7b}$	$10^2 - 10^6$
Adénovirus	10^{10c}	$10 - 10^4$
Norovirus	10^{12c}	$10 - 10^4$
Rotavirus		$10^2 - 10^5$
Coliphages somatiques (indicateurs)		$10^6 - 10^9$
Coliphages à ARN-F (indicateurs)		$10^5 - 10^7$
Protozoaires		
<i>Cryptosporidium</i>	$10^6 - 10^7$	$0 - 10^4$
<i>Giardia</i>	$10^5 - 10^7$	
Helminthes		
Œufs d'helminthes		$0 - 10^4$

^a D'après Chappell et coll. (1996), Chauret et coll. (1999), Haas et coll. (1999) et NRMCC-EPHC (2006).

^b Analyse des cultures cellulaires.

^c Observation des particules virales au microscope électronique.

Même si plusieurs études montrent que les eaux grises domestiques peuvent contenir de fortes concentrations d'organismes indicateurs (coliformes totaux ou *E. coli*), il semblerait que, comparativement aux biomarqueurs chimiques de la pollution fécale humaine, les densités de bactéries indicatrices surestiment considérablement la charge fécale des eaux grises (Ottoson, 2002; Ottoson et Stenstrom, 2003). En se fiant aux niveaux mesurés du biomarqueur chimique, le coprostérol, Ottoson et Stenstrom (2003) ont évalué la charge fécale dans les eaux grises à 0,04 g/jour par personne. Les comptes d'*E. coli* ont permis d'estimer la charge fécale de ces mêmes eaux grises à 65 g. Voilà qui illustre le défi que pose l'évaluation de la charge fécale des eaux grises domestiques.

Il n'est pas non plus aisé d'estimer la charge fécale des eaux usées, toute la difficulté venant de la grande variabilité de l'activité colique non seulement d'une personne à l'autre, mais également chez une même personne. Après avoir étudié la fréquence des selles chez des sujets sains, Wyman et coll. (1978) ont établi la fréquence moyenne à environ une selle toutes les 24 heures, la taille moyenne de cette selle variant entre 111,3 g chez les femmes (avec un écart type [ET] de 32,5) et 142,4 g chez les hommes (avec un ET de 55,5). Comme le montre le tableau 4, un seul gramme de matières fécales peut contenir un nombre très élevé d'agents

pathogènes si la personne est atteinte d'une maladie gastro-intestinale. En ce qui a trait aux eaux recyclées, cela signifie qu'une simple éclosion de maladie dans un ménage desservi par un système regroupé ou un système décentralisé pourrait accroître la concentration de pathogènes dans l'eau non traitée (Charles, 2004). Si le système de traitement ne peut réduire efficacement la charge accrue de pathogènes, le risque de maladie dans les ménages qui reçoivent de l'eau recyclée pourra augmenter.

4.1.1 Importance des microorganismes dans les eaux recyclées

Il est impossible de surveiller tous les microorganismes pathogènes présents dans les eaux usées et les eaux grises en raison de leur diversité. En matière de traitement de l'eau potable, les autorités compétentes se fient au dépistage effectué à l'aide d'organismes indicateurs pour juger de l'efficacité du traitement ou déterminer la présence ou l'absence potentielle d'agents pathogènes. Ces indicateurs ont toujours été des bactéries (p. ex., l'*E. coli*) ou des groupes de bactéries (p. ex., les coliformes totaux ou les coliformes thermotolérants). Toutefois, ces indicateurs bactériens ne permettent pas d'établir de corrélation avec la présence de protozoaires ou de virus pathogènes. Il est plus difficile d'éliminer ou d'inactiver les protozoaires et les entérovirus que les bactéries en utilisant les procédés normalisés de traitement des eaux et des eaux usées. Or, l'ingestion d'un petit nombre de ces organismes (par comparaison à la plupart des bactéries entériques) suffit à déclencher des maladies. Par conséquent, les protozoaires et les virus entériques risquent d'être plus préoccupants que les bactéries (Blumenthal et coll., 2000; Dufour et coll., 2003; Gerba et Rose, 2003).

Vu les différences entre les groupes d'agents pathogènes sur les plans des caractéristiques, des comportements et de la sensibilité aux procédés de traitement de l'eau, les autorités sanitaires¹ recommandent que les évaluations des risques utilisent des agents pathogènes de référence pour représenter chacun des grands groupes d'agents pathogènes (c.-à-d. bactéries, protozoaires et virus). Les agents pathogènes de référence décrits dans ce document ont bien été caractérisés dans la documentation scientifique. C'est pour cette raison que seule une brève description de ces agents pathogènes et d'autres ouvrages à consulter ont été fournis.

Idéalement, un agent pathogène de référence doit représenter la pire combinaison des éléments suivants :

- une incidence élevée;
- une concentration élevée dans l'eau à recycler;
- une forte pathogénicité;
- une faible élimination lors du traitement; et
- une longue survie dans l'environnement.

4.1.2 Virus pathogènes de référence

Il existe de nombreux virus entériques que l'on sait infectieux pour les humains. Les virus entériques associés à des maladies humaines d'origine hydrique comprennent des norovirus, le virus de l'hépatite A, le virus de l'hépatite E, des rotavirus et des entérovirus (poliovirus, virus Coxsackie A et B, échovirus et quatre entérovirus non groupés). Les virus

¹ Voir, par exemple, les recommandations de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) (OMS, 2004), les recommandations australiennes (NRMCC-EPHC, 2006) et le projet Microrisk de l'Union européenne (Loret et coll., 2005).

entériques sont des parasites obligé qui dépendent entièrement des cellules vivantes pour se reproduire (Krewski et coll., 2004; Santé Canada, 2004a). Même s'ils ne peuvent se multiplier dans l'environnement, les virus peuvent survivre plus longtemps dans l'eau et résistent plus à la désinfection que la plupart des bactéries intestinales. Ils sont également hautement infectieux. Il a été démontré que les virus entériques de source humaine peuvent être récupérés des biofilms qui se forment dans les réseaux de distribution des eaux recyclées, des eaux usées domestiques et d'autres eaux contaminées par des eaux d'égout (Storey et Ashbolt, 2003). Les personnes infectées excrètent des virus dans leurs selles, souvent pendant plusieurs semaines (Krikelis et coll., 1984; Hovi et coll., 1996; Cloete et coll., 2004).

Les rotavirus ont été utilisés dans plusieurs évaluations des risques examinant la qualité de l'eau (Havelaar et Melse, 2003; Westrell et coll., 2003, 2004a; Howard et coll., 2006). Ils sont reconnus dans le monde entier comme étant une cause importante de gastroentérites virales et ont une infectivité relativement plus élevée que d'autres virus d'origine hydrique (Havelaar et Melse, 2003; Cloete et coll., 2004). Il a été suggéré que les adénovirus soient utilisés comme virus de référence, car ils causent un éventail d'infections (notamment des infections entériques et respiratoires) qui peuvent être associées à l'utilisation d'eaux recyclées (OMS, 2004). Une étude récente confirme que les adénovirus, notamment l'adénovirus 40, sont les virus entériques les plus résistants à l'inactivation par rayons ultraviolets (UV) (Gerba et coll., 2002; Nwachuku et coll., 2005). Il a été démontré que, même s'ils provoquent des maladies moins graves que les rotavirus, les norovirus sont la principale cause de maladies gastro-intestinales dans les régions industrialisées (Lopman et coll., 2003; Maunula et coll., 2005). Bien qu'aucun modèle dose-réponse n'ait encore été publié pour les norovirus, il suffirait, selon une étude, d'aussi peu que 10 organismes pour provoquer une infection (Schaub et Oshiro, 2000). Les humains constituent le seul réservoir naturel de norovirus, d'entérovirus et de rotavirus.

Compte tenu de la prévalence de l'infection chez les enfants, de la possibilité de répercussions graves et de la disponibilité d'un modèle dose-réponse, les rotavirus ont été sélectionnés comme agents pathogènes de référence pour l'évaluation des risques viraux dans les présentes recommandations.

4.1.3 Protozoaires pathogènes de référence

Les protozoaires sont des microorganismes pathogènes relativement gros qui se multiplient uniquement dans le tractus gastro-intestinal de leurs hôtes. *Cryptosporidium parvum* et *Giardia lamblia* font partie des protozoaires entériques qui sont le plus souvent associés aux maladies d'origine hydrique. *Cyclospora cayetanensis* et de nombreuses espèces de microsporidies sont des protozoaires pathogènes émergents (Cloete et coll., 2004). *Cryptosporidium parvum* a été reconnu comme étant un bon candidat pour servir de protozoaire de référence. Il est relativement infectieux, même si les différents génotypes n'affichent pas tous la même virulence ni la même dose infectieuse (Gale, 2001; Teunis et coll., 2002; Santé Canada, 2004b). Ce protozoaire est résistant à la chloration (à la dose et selon les temps de contact utilisés pour le traitement de l'eau potable et des eaux usées) et se révèle être l'un des agents pathogènes humains d'origine hydrique le plus important des pays industrialisés (NHMRC/NRMMC, 2004). *Giardia lamblia* est un autre protozoaire pathogène très résistant aux facteurs de stress environnementaux. Il est en général présent à des concentrations de 10 à 100 fois supérieures à celles de *C. parvum* (Yates et Gerba, 1998) et peut être légèrement plus infectieux (Rose et coll., 1991) que ce dernier. On croit que les infections à *Giardia* seraient endémiques à la fois chez les

humains et chez les animaux. Toutefois, *Giardia lamblia* est plus facile à éliminer par les procédés de traitement de l'eau et est plus sensible à la plupart des types de désinfection que *Cryptosporidium* spp. (Santé Canada, 2004b; NHMRC/NRMMC, 2004; OMS, 2004).

Comme dans le cas des rotavirus, la prévalence de *C. parvum*, le risque de propagation de maladies, la résistance de l'organisme au traitement et la disponibilité d'un modèle dose-réponse font de *C. parvum* un choix tout indiqué comme agent pathogène de référence pour les dangers associés aux protozoaires.

4.1.4 Bactéries pathogènes de référence

Un certain nombre de bactéries pathogènes peuvent servir d'organismes de référence pour les contaminations bactériennes. Mentionnons les souches pathogènes d'*E. coli*, *Campylobacter jejuni*, *Shigella* spp. et *Salmonella* spp. Même si *E. coli* fait normalement partie de la flore fécale des humains et constitue un marqueur utile de pollution fécale, certaines souches sont pathogènes pour l'homme. Les souches pathogènes d'*E. coli* présentent six grands types de virulence, chacun étant classé selon qu'il est non hémorragique ou hémorragique. Le premier type comprend les souches entéropathogènes, entéroinvasives et entérotoxiques; il a été établi qu'environ 2 à 8 % des souches d'*E. coli* présentes dans l'eau sont pathogènes (Haas et coll., 1999; Hunter, 2003). La souche entérohémorragique *E. coli* O157:H7 a de plus graves répercussions par cas que tout autre organisme mentionné ci-dessus, en partie à cause du risque qu'environ 10 % des enfants de moins de 10 ans qui y sont exposés développent le syndrome d'urémie hémolytique (Havelaar et Melse, 2003; Hunter, 2003). Cet organisme suscite une plus grande préoccupation au Canada depuis l'éclosion dévastatrice de maladies d'origine hydrique à Walkerton (Ontario) en 2001. *Campylobacter jejuni* et *E. coli* O157:H7 ont été reconnus comme étant les agents étiologiques de cette éclosion qui a rendu malades 2 300 personnes et provoqué sept décès (O'Connor, 2002). *E. coli* O157:H7 est répandu dans les aliments et semble avoir une dose infectieuse médiane faible (Haas et coll., 1999). La maladie grave causée par la souche O157:H7 d'*E. coli* découle d'un mécanisme pathogène qui produit des toxines de type Shiga. On suggère de se servir de la relation dose-réponse pour *Shigella dysenteriae* et *S. flexneri* comme approximation raisonnable de la dose-réponse applicable à *E. coli* O157:H7 (Cassin et coll., 1998; IOM, 2002). Cette suggestion est soutenue par des travaux de modélisation des doses-réponses, selon lesquels les données sur les éclosions d'infection à *E. coli* O157:H7 s'apparentent au modèle établi pour *Shigella* (Teunis et coll., 2004; Strachan et coll., 2005).

L'existence d'un modèle dose-réponse acceptable, les données sur les taux d'*E. coli* spp. générique dans l'eau et les eaux usées, la faiblesse relative de la dose infectieuse et la gravité de la maladie provoquée par *E. coli* O157:H7 font de cet agent une bactérie pathogène de référence appropriée.

4.1.5 Helminthes pathogènes de référence

Les helminthes sont des vers qui parasitent de nombreux organes et ont une structure plus complexe que les bactéries ou les protozoaires. En général, la transmission des helminthes par l'eau n'est pas à craindre dans des pays développés comme le Canada (Krewski et coll., 2004). Les mesures sanitaires dictées par le protozoaire pathogène de référence suffisent en principe à contrer les risques posés par les helminthes.

4.2 Identification des dangers – caractéristiques chimiques

Les présentes recommandations se concentrent sur l'utilisation des eaux domestiques recyclées pour alimenter les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs. L'exposition à des produits chimiques présents dans les eaux recyclées devrait donc être minime comparativement à d'autres expositions domestiques. Il est également recommandé de désinfecter toutes les eaux domestiques recyclées utilisées pour les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs. Des sous-produits de la désinfection (SPD) pourraient ainsi être formés. Toutefois, les effets sur la santé d'une exposition à des produits chimiques, y compris les SPD, présents dans les eaux recyclées devraient être minimes. De l'information sur les caractéristiques physiques et chimiques générales est présentée ici, vu que ces paramètres peuvent influencer sur les exigences de traitement et la performance du système. Le tableau 5 indique les paramètres physiques et chimiques qui sont le plus souvent mesurés dans les systèmes de recyclage de l'eau.

Tableau 5 : Paramètres physiques et chimiques mesurés dans les eaux grises et les eaux usées brutes^a

Paramètre	Unité	Eaux grises brutes (plage)	Eaux grises brutes (moyenne)	Eaux usées brutes
TSS	mg/L	45 – 330	115	100 – 500
Turbidité	UTN	22 – > 200	100	n.d. ^b
DBO ₅	mg/L	90 – 290	160	100 – 500
Nitrites	mg/L	< 0,1 – 0,8	0,3	1 – 10
Ammoniac	mg/L	< 1,0 – 25,4	5,3	10 – 30
Azote total Kjeldahl	mg/L	2,1 – 31,5	12	20 – 80
Phosphore total	mg/L	0,6 – 27,3	8	5 – 30
Sulfate	mg/L	7,9 – 110	35	20 – 100
pH		6,6 – 8,7	7,5	6,5 – 8,5
Conductivité	mS/cm	325 – 1 140	600	300 – -800
Dureté (calcium et magnésium)	mg/L	15 – 55	45	200 – 700
Sodium	mg/L	29 – 230	70	70 – 300

^a D'après WC/DHWA/DEWA (2005).

^b n.d. = non disponible.

S'il n'est pas encore possible de déterminer l'éventail complet des composés présents dans les eaux usées (Crook, 1998; Eriksson et coll., 2002), ceux-ci peuvent néanmoins comprendre :

- des perturbateurs endocriniens;
- des produits pharmaceutiques (résidus de médicaments) et de soins personnels (PPSP); et
- des mélanges complexes.

Comme l'objectif à long terme est d'élaborer des recommandations relatives aux nombreuses utilisations bénéfiques finales des eaux recyclées, il est utile de connaître les autres composés chimiques qui peuvent se retrouver dans les effluents domestiques, notamment les SPD qui peuvent résulter du traitement. Ces composés sont présentés dans les rubriques suivantes.

4.2.1 Sous-produits de la désinfection

Il faudrait désinfecter les eaux usées domestiques recyclées qui alimenteront les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs avant leur utilisation afin de s'assurer qu'elles ne présentent pas de risque inacceptable pour la santé humaine. Les SPD sont généralement des composés organohalogénés dissous formés par suite de la dégradation oxydative de substances organiques dans l'eau, après l'application d'un désinfectant (Bellar et coll., 1974; Rook, 1974; Rebhun et coll., 1997). Le chlore est le désinfectant le plus couramment utilisé pour le recyclage de l'eau. Comme de fortes concentrations de précurseurs de SPD peuvent être présentes dans les eaux usées recyclées, leur chloration exige de fortes doses de chlore et un temps de contact prolongé – des conditions particulièrement propices à la formation de SPD (Cooper et coll., 1983; Bauman et Stenstrom, 1990). En général, l'exposition humaine aux SPD se fait par plusieurs voies, notamment l'ingestion, l'absorption cutanée et l'inhalation (Santé Canada, 2006). Dans le cas des eaux domestiques recyclées utilisées pour les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs, l'ingestion ou l'inhalation d'eaux recyclées ou un contact cutané avec ces mêmes eaux devrait être minimal, entraînant une exposition globale minimale aux SPD.

4.2.2 Perturbateurs endocriniens

Un vaste éventail de produits chimiques ont été identifiés comme ayant la possibilité de perturber les fonctions endocriniennes normales chez les humains et les animaux; on parle de « perturbateurs endocriniens ». Ces produits chimiques, synthétiques ou naturels, comprennent les surfactants, les plastifiants, les pesticides, les polychlorobiphényles (PCB), les stéroïdes de synthèse, les hormones stéroïdes humaines et animales et les phytoestrogènes. L'OMS et divers auteurs ont récemment publié des études sur les perturbateurs endocriniens qui peuvent se trouver dans l'eau potable et l'eau recyclée (Damstra et coll., 2002; CRCWQT, 2003; Ying et coll., 2003; Snyder et coll., 2007).

Des perturbateurs endocriniens ont été décelés dans des eaux recyclées et dans des plans d'eau recevant des eaux recyclées évacuées (Kolpin et coll., 2002). Ils se sont révélés avoir une influence sur le biote aquatique. Pour l'instant, rien ne prouve qu'une exposition environnementale à de faibles concentrations de perturbateurs endocriniens potentiels ait des répercussions sur la santé humaine. Toutefois, des études plus approfondies sont nécessaires concernant les effets potentiels des perturbateurs endocriniens sur la santé humaine, leur distribution dans les eaux recyclées et leur élimination par les procédés de traitement (Asano et Cotruvo, 2004). On dispose de peu d'information sur la présence de ces produits chimiques dans les eaux usées domestiques.

Malgré l'absence de données complètes, les analyses des eaux recyclées concluent généralement que les pesticides, les PCB et d'autres produits chimiques organiques soupçonnés d'agir comme perturbateurs endocriniens présentent des concentrations inférieures aux limites de détection (NRMMC-EPHC, 2006).

4.2.3 Produits pharmaceutiques et de soins personnels (PPSP)

Les produits pharmaceutiques sont des composés surtout organiques formulés pour des usages thérapeutiques en médecine humaine et vétérinaire. Les produits de soins personnels (PSP) comprennent les ingrédients actifs dans les cosmétiques, les parfums, les insectifuges, les écrans solaires et bien d'autres produits de consommation. Des centaines de composés sont utilisés en quantités considérables. Le devenir de ces composés après le traitement des eaux usées demeure toujours inconnu. Certains PPSP sont des perturbateurs endocriniens potentiels.

Le peu de données disponibles semble indiquer que bon nombre de ces produits chimiques survivent au traitement et que d'autres reprennent une forme biologiquement active par la déconjugaison des métabolites (Wells et coll., 2004; NRMCC-EPHC, 2006; Snyder et coll., 2007). La consommation et l'excrétion par l'être humain de ces composés constituent les principales sources de résidus de PPSP dans les eaux d'égout. Les limites de détection de bon nombre de ces composés vont de microgrammes par litre à nanogrammes par litre.

L'importance de traces de composés organiques dans les eaux usées soulève la controverse (Fujita et coll., 1996). Selon une étude réalisée par Ongerth et Khan (2004), les concentrations de résidus de produits pharmaceutiques dans les effluents dépendent de la consommation de ces produits, de leur excrétion, de la facilité avec laquelle ils se dégradent et d'autres caractéristiques chimiques. Les concentrations résiduelles signalées à ce jour sont inférieures d'au moins deux ordres de grandeur aux doses thérapeutiques efficaces qui résulteraient de la consommation de l'eau.

4.2.4 Mélanges complexes

Les mélanges complexes de produits chimiques dans l'eau potable et l'eau recyclée pourraient avoir des effets additifs, synergiques ou antagonistes, même à des concentrations où les constituants du mélange pris isolément sont très faibles ou conformes aux valeurs recommandées pour la qualité de l'eau. Des recherches plus approfondies sont nécessaires pour mieux connaître les effets sur la santé de mélanges complexes de produits chimiques.

4.2.5 Importance des produits chimiques dans les eaux recyclées

On a découvert que dans les systèmes centralisés de traitement des eaux usées, les exigences de pré-traitement et d'utilisation des égouts à la grandeur de la collectivité réduisaient efficacement les concentrations des polluants potentiels dans l'effluent (Chang et coll., 2002). Les analyses de la qualité des eaux recyclées produites par des installations centralisées de traitement américaines ont indiqué que ces installations seraient en mesure de produire de l'eau d'une qualité chimique comparable à celle de l'eau potable pour la plupart des paramètres, notamment les métaux lourds, les produits chimiques organiques, les pesticides et les SPD (Crook, 1998; U.S. EPA, 2004). Une étude d'un système perfectionné de traitement des eaux usées de San Diego, en Californie, a caractérisé 138 composés organiques et 28 métaux et composés inorganiques sur une période d'un an et demi. L'évaluation des risques autres que le cancer n'a révélé aucun risque important pour la santé. Les risques de cancer associés à la consommation directe de l'eau produite par un système perfectionné de traitement seraient environ 1 000 fois moins élevés que ceux qui sont associés à la consommation de l'eau brute approvisionnant le réseau municipal (Olivieri et coll., 1998). Les systèmes plus petits et décentralisés peuvent avoir plus de difficulté à réduire de façon constante les concentrations de contaminants, sans compter que moins de données sont disponibles sur ces systèmes. Dans les systèmes de recyclage de l'eau conçus et gérés correctement, où la réutilisation de l'eau est limitée aux chasses d'eau des toilettes et des urinoirs, on ne s'attend pas à ce que ces substances chimiques aient des effets sur la santé, car l'exposition est relativement faible (voir le tableau 6 dans la prochaine section).

4.3 Évaluation de l'exposition

L'évaluation de l'exposition est centrée sur le consommateur, par exemple l'occupant d'un logement alimenté en eau domestique recyclée ou doté de son propre système décentralisé de recyclage de l'eau. Dans le cas des systèmes centralisés, l'exposition professionnelle peut être gérée par des mesures de santé et de sécurité au travail. Une évaluation complète de l'exposition doit tenir compte à la fois des utilisations prévues (exposition intentionnelle) et de celles qui ne le sont pas (exposition accidentelle). Il y a moyen de réduire les utilisations non prévues par la sensibilisation des parties intéressées (utilisateurs, plombiers, etc.) et par des méthodes de gestion appropriées. Les présentes recommandations tiennent compte des utilisations accidentelles causées notamment par une jonction fautive avec le système d'approvisionnement en eau potable. L'évaluation de l'exposition repose sur les données disponibles, mais d'autres études sont nécessaires pour obtenir des évaluations plus justes des volumes et des fréquences d'exposition.

Habituellement, l'ingestion est la principale voie d'exposition aux dangers microbiologiques et chimiques découlant des diverses utilisations finales des eaux recyclées. Cette voie devrait en principe être minimale lorsque les eaux recyclées servent uniquement à alimenter les chasses d'eau de toilettes, mais une jonction fautive pourrait entraîner une ingestion accidentelle.

Certaines utilisations des eaux recyclées, notamment la chasse d'eau des toilettes, peuvent produire des aérosols. Il y a un risque, par exemple, que des microorganismes responsables de maladies respiratoires (p. ex., certains types d'adénovirus) soient présents dans les aérosols et constituent un danger (Gerba et coll., 1975). Les aérosols et les gouttelettes peuvent aussi se déposer sur des surfaces qui peuvent à leur tour être touchées par des occupants, et être ingérées après un contact mains-bouche. Il est raisonnable de supposer que les enfants s'efforceront moins d'éviter les contacts mains-bouche après avoir touché des surfaces contaminées, mais on dispose de très peu d'informations pour pouvoir quantifier cette voie d'exposition potentielle (Trevett et coll., 2005). Les recommandations australiennes, *Australian Guidelines for Water Recycling*, (NRMMC-EPHC, 2006), proposent une exposition moyenne attribuable aux aérosols produits par les chasses d'eau de toilettes de 11 mL par personne par année. Ottoson (2002) a estimé que la consommation d'eau attribuable à l'inhalation des aérosols correspondait à une distribution log-normale (en fonction de la durée et de la taille des gouttelettes). Dans le cas de l'irrigation résidentielle, York et Walker-Coleman (2000) ont indiqué que la consommation « moyenne » peut être fondée sur l'ingestion accidentelle de 1 mL d'eaux recyclées par personne par jour pendant 365 jours, tandis que les limites maximales peuvent se baser sur l'ingestion accidentelle de 100 mL une fois par an.

Les fréquences et les volumes d'exposition estimatifs présentés dans le tableau 6 sont les valeurs par défaut retenues dans les recommandations australiennes intitulées *Australian Guidelines for Water Recycling* (NRMMC-EPHC, 2006). Il est précisé dans ce document que les valeurs sont considérées comme étant prudentes.

Tableau 6 : Exposition attribuable à l'eau recyclée

Source d'exposition	Voie d'exposition	Volume d'exposition (mL)	Fréquence d'exposition par personne par année	Observations
Chasse d'eau de toilettes	Aérosol	0,01	1 100	La fréquence correspond à trois utilisations de la chasse d'eau des toilettes de l'habitation par jour. Les volumes d'aérosol sont inférieurs à ceux que produit l'arrosage d'un jardin.
Raccordement croisé avec le système d'approvisionnement en eau potable	Ingestion	1 000	365 pour 1/1 000 maisons	La consommation totale est évaluée à 1,5 L/jour, dont 1 L de l'eau consommée serait froide (non bouillie) ^a . Les personnes touchées sont susceptibles de consommer l'eau 365 jours/an; toutefois, il y aurait seulement une maison touchée sur 1 000. Cette estimation semble prudente.

^a Compte tenu des valeurs de consommation d'eau froide (non bouillie) du robinet que deux études récentes (Westrell et coll., 2004b; Mons et coll., 2005) établissent à environ 870 mL par personne par jour, la valeur de 1 L est prudente.

4.4 Caractérisation des dangers

Comme il a été mentionné plus haut, ce sont les agents pathogènes qui risquent de constituer les plus graves dangers pour la santé liés à l'utilisation des eaux domestiques recyclées alimentant les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs, les risques chimiques restant vraisemblablement minimales. Pour cette raison, la caractérisation des dangers se concentre sur les effets néfastes sur la santé qui peuvent résulter de l'ingestion de microorganismes pathogènes. Les conséquences pour la santé associées aux infections microbiennes sont variées, allant de maladies asymptomatiques à des maladies aux symptômes plus ou moins aigus et chroniques pouvant conduire jusqu'à la mort. La relation entre les doses et les effets des organismes, exprimée en termes d'incidence ou de probabilité d'infection ou de maladie, est fournie soit par des enquêtes épidémiologiques sur les éclosions de maladies, soit par des études expérimentales portant sur l'alimentation humaine (Rose et coll., 1991; Haas et coll., 1999; Haas, 2000; Teunis et coll., 2004; OMS, 2004).

En général, les doses associées aux maladies sont beaucoup plus faibles dans le cas des virus et des protozoaires que dans celui des bactéries. L'ingestion de 1 à 10 particules virales ou kystes de protozoaires peut déclencher une maladie. Par comparaison, il faut pour qu'il y ait déclenchement d'une maladie que soient ingérées de 10^3 à plus de 10^6 bactéries (selon la bactérie pathogène). *Shigella* spp., le bacille *Salmonella* qui transmet la fièvre typhoïde et *E. coli* entérohémorragique sont les principales exceptions à cette règle, car dans leur cas, un moins grand nombre d'organismes suffit à déclencher une maladie (Haas et coll., 1999; Hunter, 2003; Teunis et coll., 2004; OMS, 2004). Une enquête menée à la suite d'une éclosion de maladie révèle que les doses moyennes d'*E. coli* O157:H7 chez les personnes atteintes étaient de 30 à 35 organismes (Teunis et coll., 2004). Des enquêtes menées aux États-Unis ont établi la dose déclenchant la maladie à 75 organismes ingérés lors de baignades, et à une moyenne de 23 organismes ingérés pour une éclosion d'origine alimentaire (Strachan et coll., 2005). La dose-réponse peut être influencée par des facteurs inhérents à l'hôte, notamment l'état de son système immunitaire, ses antécédents médicaux et son alimentation. La méthode retenue dans les

présentes recommandations consiste à effectuer les évaluations des risques pour la population en général dans le cours de la vie normale. Les modèles dose-réponse et les calculs qui s’y rapportent sont présentés à l’annexe B. Des évaluations des risques distinctes peuvent être effectuées pour des sous-groupes particuliers qui présentent une plus grande vulnérabilité, notamment les personnes ayant une immunodéficiência grave. Il peut toutefois être difficile de déterminer les relations dose-réponse pertinentes chez ces groupes vulnérables.

4.5 Caractérisation des risques

Suivant l’approche de la charge de morbidité, la caractérisation des risques effectuée dans les présentes recommandations utilise l’information sur l’identification des dangers et sur les évaluations de la dose-réponse et de l’exposition pour évaluer l’ampleur du risque. Le tableau 3B de l’annexe B présente un exemple d’une étude de caractérisation des risques dont les résultats sont résumés dans le tableau 7 ci-dessous. L’exemple de l’annexe B montre que même lorsque les hypothèses sont très prudentes, un traitement efficace de l’eau devrait réduire le risque annuel de maladie et la charge de morbidité qui y est liée à un niveau très faible.

Tableau 7 : Risque de maladie et charge de morbidité établis pour des pathogènes de référence

	<i>Cryptosporidium</i>	Rotavirus	<i>E. coli</i> O157:H7
Risque de maladie (par année, c.-à-d. pour 1 100 expositions)	$2,8 \times 10^{-6}$	$4,5 \times 10^{-5}$	$3,5 \times 10^{-6}$
AVCI par année ^a	$4,2 \times 10^{-9}$	$3,5 \times 10^{-8}$	$1,7 \times 10^{-8}$

^a L’année de vie corrigée du facteur invalidité (AVCI) est couramment employée comme unité de risque pour comparer différents effets sur la santé qui ont une gravité variable (pouvant aller, par exemple, d’une diarrhée légère à la mort). Toutes les répercussions sur la santé d’un agent en particulier sont prises en compte dans l’établissement de la charge de morbidité attribuable à cet agent; voir l’annexe B pour une explication plus détaillée.

Une autre approche consiste à déterminer les objectifs de traitement permettant d’atteindre un objectif sanitaire de 10^{-6} AVCI¹ pour des usages particuliers de l’eau recyclée, en fonction de la concentration initiale d’un pathogène de référence dans l’eau non traitée. La charge de morbidité, exprimée en AVCI, est établie à partir des expositions estimatives à des pathogènes dans l’eau recyclée. Comme les réductions dépendent des concentrations initiales et de l’exposition qui y est associée, des concentrations plus élevées de pathogènes dans les eaux usées ou des expositions plus élevées exigeront que le traitement réduise davantage la charge pathogène.

Le tableau 8 montre que des exigences de traitement très élevées doivent être établies si la réduction des risques pour la santé associés à des jonctions fautives accidentelles avec le système d’approvisionnement en eau potable repose sur la technologie de traitement. Cet exemple illustre la nécessité de mettre en œuvre un programme de gestion rigoureux se concentrant sur le contrôle des jonctions fautives; le choix optimal des mesures ou de la combinaison des mesures à prendre dépendra de l’analyse de facteurs importants dans une

¹ L’objectif sanitaire de 10^{-6} AVCI par personne par année repose sur les recommandations courantes de l’OMS (2004) et la décision du Comité fédéral-provincial-territorial sur l’eau potable d’employer cet objectif comme niveau de risque acceptable. Des gouvernements pourraient établir des objectifs sanitaires différents en fonction de leur situation et de leurs propres besoins.

situation donnée (Blumenthal et coll., 1989). Lorsqu'un solide programme de gestion est en place, les systèmes de traitement peuvent être conçus de manière à respecter les réductions log requises à partir uniquement des aérosols produits par les chasses d'eau des toilettes.

Tableau 8 : Réductions log nécessaires

Organisme	Équivalent de dose ^a	Réductions log nécessaires	
		Pour les aérosols produits par les chasses d'eau des toilettes	Pour les jonctions fautives ^b
<i>C. parvum</i>	$5,3 \times 10^{-2}$	2,6	4,1
Rotavirus	$5,5 \times 10^{-3}$	4,2	5,7
<i>E. coli</i> O157:H7	$7,1 \times 10^{-3}$	5,3	6,8

^a Doses correspondant à 10^{-6} AVCI.

^b En supposant le pire scénario où une personne sur 1 000 (10^{-3}) consomme 1 L/jour pendant 365 jours.

Compte tenu de la portée des présentes recommandations et de la faible exposition en jeu, aucune recommandation basée sur des critères de santé n'a été établie concernant les produits chimiques dans les eaux domestiques recyclées. Il faut savoir cependant que l'évacuation non autorisée de produits chimiques aura davantage de répercussions sur la performance des petites stations de traitement et des systèmes décentralisés de recyclage de l'eau que sur celle des grandes stations de traitement. Il faudra faire preuve de vigilance pour prévenir ou réduire au minimum toute évacuation non autorisée, particulièrement dans le cas des systèmes décentralisés. Les mesures préventives devraient comprendre la distribution, aux propriétaires des systèmes, de matériel d'information soulignant l'importance de ne pas évacuer de produits chimiques domestiques dans le système. Les responsabilités du propriétaire à cet égard s'apparentent à celles qu'il doit assumer dans le cas d'une fosse septique ordinaire, par exemple.

5.0 Justification

L'utilisation d'eaux domestiques recyclées dans les résidences et les commerces peut contribuer à réduire la consommation d'eau au Canada. Cependant, la présence de microorganismes pathogènes (bactéries, protozoaires et virus) et de produits chimiques dans les eaux usées domestiques peut constituer un risque pour la santé si les eaux usées ne sont pas adéquatement traitées ou si elles sont utilisées à des fins autres que les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs. Bien qu'un traitement efficace puisse produire des eaux domestiques recyclées pratiquement débarrassées de tout microorganisme pathogène, un petit nombre d'entre eux peuvent survivre et poser un certain risque, comme lors de jonctions fautives accidentelles entre le système de recyclage et le réseau d'approvisionnement en eau potable.

Par conséquent, il est nécessaire de s'assurer que l'utilisation des eaux recyclées ne pose pas un risque pour la santé des Canadiens. Les présentes recommandations fournissent des conseils quant aux procédés de traitement et de gestion adéquats qui permettent de contrer les risques associés aux eaux domestiques recyclées.

Les recommandations pour la qualité des eaux recyclées ont été établies pour protéger la santé publique des contaminants microbiologiques. Les substances chimiques présentes dans les eaux domestiques recyclées utilisées uniquement pour alimenter les chasses d'eau des toilettes et des urinoirs devraient avoir des effets minimes sur la santé. Le système de traitement doit être exploité de façon efficace si l'on veut minimiser les effets sur la santé associés aux agents

pathogènes microbiens. Les recommandations présentent la valeur de plusieurs paramètres de la qualité de l'eau choisis parce qu'ils peuvent démontrer l'efficacité de fonctionnement du système de traitement, y compris de la désinfection.

Les systèmes décentralisés de recyclage de l'eau pourraient assurer la collecte et le traitement de l'eau provenant d'habitations individuelles ou regroupées comme les immeubles d'appartements. Bien qu'ils aient des répercussions sur un moins grand nombre de personnes que les grands systèmes, les procédés des petits systèmes peuvent être tout aussi complexes. Les risques sanitaires potentiels liés aux systèmes décentralisés de traitement des eaux domestiques recyclées font ressortir la nécessité d'un niveau élevé de fiabilité et de surveillance du traitement. Le présent document fournit également de l'information sur les programmes de gestion liés aux systèmes de recyclage des eaux domestiques.

Il est recommandé que les autorités compétentes élaborent et mettent en œuvre des programmes de gestion qui tiennent compte des principes de protection de la santé publique, des recommandations pour la qualité de l'eau, des pouvoirs des organismes de réglementation, des capacités administratives et opérationnelles ainsi que de certaines considérations politiques, sociales et économiques. Le programme de gestion devrait inclure une évaluation initiale des risques pour déterminer les niveaux appropriés d'inactivation microbiologique du système ainsi que les technologies de traitement permettant de systématiquement atteindre les niveaux recommandés dans le présent document. Pour garantir l'efficacité à long terme du traitement des eaux recyclées, le programme de gestion doit reposer sur trois éléments clés, à savoir la surveillance des opérations, les inspections et la surveillance continue. Après la vérification des paramètres de qualité de l'effluent lors de la mise en service, il est recommandé que la surveillance continue repose sur des paramètres secondaires robustes, comme la performance des moteurs, la pression hydraulique, la température et le débit, et sur une surveillance en temps réel du chlore résiduel ou de la turbidité au moyen de capteurs qui ne nécessitent pas un étalonnage fréquent. La vérification de la qualité de l'effluent pourrait être effectuée sur une base périodique (p. ex., deux fois par année), et chaque fois que les paramètres opérationnels changent dans le système.

Il est recommandé aux provinces et aux territoires de se baser sur ce document pour établir leurs propres exigences ou options concernant l'utilisation des eaux recyclées.

Annexe A : Abréviations, acronymes et glossaire

Abréviations et acronymes

ANSI	American National Standards Institute
AVCI	année de vie corrigée du facteur d'invalidité
BNQ	Bureau de normalisation du Québec
CSA	Association canadienne de normalisation
DBO	demande biochimique en oxygène
DBO ₅	demande biochimique en oxygène sur 5 jours
EE	exploitation et entretien
EGR	entité de gestion responsable
ET	écart-type
NSF	NSF International
OMS	Organisation mondiale de la Santé
PCB	polychlorobiphényle
PPSP	produit pharmaceutique et de soins personnels
PSP	produit de soins personnels
SPD	sous-produit de la désinfection
TSS	total des solides en suspension
UFC	unité formant colonies
UTN	unité de turbidité néphélométrique
UV	ultraviolet

Glossaire

Système décentralisé – Système desservant une seule habitation, un groupe d'habitations ou des installations commerciales ou institutionnelles qui assure la collecte, le traitement et l'élimination ou le recyclage des eaux usées.

Eaux usées domestiques – Eaux usées provenant de toutes les sources domestiques, notamment les éviers de cuisine et les toilettes. Elles ne comprennent aucune source contenant des déchets industriels.

Eaux grises – Eaux provenant des baignoires, des douches, des lavabos et des machines à laver. Elles ne comprennent pas l'eau provenant des toilettes, des éviers de cuisine ou des lave-vaisselle.

Annexe B : Autres détails et calculs relatifs aux évaluations des risques

Objectifs sanitaires

Les objectifs sanitaires correspondent à des buts ou des repères à atteindre pour garantir une utilisation sécuritaire des eaux recyclées. Au Canada, les objectifs sanitaires s'expriment le plus souvent sous la forme de recommandations chiffrées et/ou d'objectifs de performance liés aux dangers chimiques et microbiologiques. En ce qui a trait aux substances chimiques, la valeur recommandée correspond généralement à la concentration ou à la mesure d'une caractéristique de qualité de l'eau qui, à la lumière des connaissances actuelles, ne pose aucun risque notable pour la santé du consommateur dans le cas d'une consommation à vie. Les recommandations liées aux dangers microbiologiques se concentrent sur la réduction des risques aigus et se fondent généralement sur la surveillance d'organismes indicateurs. Les objectifs de performance expriment la réduction des risques par des mesures adoptées, telles que les procédés de traitement (visant à réduire les dangers) et les vérifications sur place (visant à réduire à la fois les dangers et l'exposition). Le large éventail d'agents pathogènes microbiens rend impossible la mesure de tous les dangers potentiels; par conséquent, les objectifs de performance sont généralement structurés de manière à viser des catégories d'organismes (p. ex., bactéries, virus et protozoaires) plutôt que des agents pathogènes précis.

Années de vie corrigées du facteur invalidité (AVCI)

Dans sa plus récente édition des *Directives de l'OMS pour la qualité de l'eau de boisson* (OMS, 2004), l'Organisation mondiale de la Santé adopte 10^{-6} année de vie corrigée du facteur invalidité (AVCI) comme niveau de risque de référence. Au Canada, le Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable a également adopté cette valeur comme niveau de risque acceptable pour les contaminants microbiologiques dans l'eau potable. Les *National Guidelines for Water Recycling* (EPHC/NRMMC, 2005) indiquent aussi ce même niveau de risque. Havelaar et Melse (2003) expliquent que la notion d'AVCI a été introduite comme unité de risque commune, afin de comparer différents effets sur la santé dont la gravité varie – par exemple, des effets allant d'une diarrhée légère à la mort. Le principe fondamental des AVCI consiste à pondérer chaque effet sur la santé en fonction de sa gravité, à l'aide de coefficients de pondération normalisés reflétant la gravité fournis dans le cadre du projet de Charge mondiale de morbidité (Murray et Lopez, 1996). Ce coefficient de pondération est multiplié par la durée de l'effet sur la santé et le nombre de personnes touchées. Lorsqu'on additionne tous les effets sur la santé provoqués par un agent particulier, le résultat obtenu constitue une estimation de la charge de morbidité attribuable à cet agent. Le principal avantage de l'AVCI en tant que mesure de la santé publique est sa nature globale, qui combine les années de vie perdues (quantité) et les années vécues avec une invalidité (qualité).

D'autres autorités utilisent des mesures telles que le risque d'infection ou de maladie. L'objectif visé par la U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA) est un risque d'infection par les agents pathogènes présents dans l'eau potable de 10^{-4} (un cas d'infection supplémentaire pour 10 000 personnes) (U.S. EPA, 2004). Le niveau de référence de 10^{-6} AVCI correspond approximativement à un risque à vie additionnel de cancer de 10^{-5} (c.-à-d., un cas pour 100 000 personnes) ou, dans le cas d'un agent pathogène diarrhéique affichant un faible taux de mortalité, un risque annuel de maladie de 10^{-3} pour une personne. Afin de situer ce niveau de risque dans un contexte canadien, signalons qu'il se produit 1,3 cas de maladies

entériques par personne par année dans ce pays. Le tableau B1 présente l'incidence déclarée des maladies diarrhéiques causées par des agents pathogènes précis (toutes voies d'exposition confondues) au Canada (pour l'année 2004, par tranche de 100 000 personnes).

Tableau B1 : Incidence de certaines maladies à déclaration obligatoire au Canada en 2004^a

Maladie à déclaration obligatoire	Incidence par tranche de 100 000 personnes	
	Groupe d'âge : Tous âges	Groupe d'âge : 1 – 4 ans
Campylobactériose	30,22	60,90
Cryptosporidiose	1,85	11,56
Lamblia	13,08	47,29
Shigellose	2,35	5,55
<i>E. coli</i> vérotoxigénique (O157:H7)	3,36	13,15

^a Source : ASPC (2005).

Modèles dose-réponse

Les évaluations des risques reposent souvent sur des modèles de données et de dose-réponse construits à partir d'études sur l'alimentation humaine. Les probabilités d'infection après une exposition à différentes doses d'un agent pathogène peuvent être déterminées à l'aide de distributions log-normale, bêta-Poisson et exponentielle (tableau B2) (Haas et coll., 1999). La dose résultant de l'utilisation des eaux recyclées alimentant les chasses d'eau des toilettes devrait être faible, car cette eau n'est pas destinée à être ingérée. La dose est déterminée à partir du risque d'ingestion ou d'exposition accidentelle, tel qu'indiqué à la section 4.3.

Tableau B2 : Relations dose-réponse des organismes de référence

Organisme	Distribution	Modèle	Paramètres ^a
Virus entérique (rotavirus)	Bêta-Poisson	$P = 1 - [1 + d/N_{50}(2^{1/\alpha} - 1)]^{-\alpha}$	$\alpha = 0,27$ $N_{50} = 5,60$
Bactérie (<i>E. coli</i> 0157:H7)	Bêta-Poisson	$P = 1 - [1 + d/N_{50}(2^{1/\alpha} - 1)]^{-\alpha}$	$\alpha = 0,2099$ $N_{50} = 1120$
Protozoaire (<i>Cryptosporidium parvum</i>)	Exponentielle	$P = 1 - \exp(-rd)$	$r = 0,0047$

^a α et r sont des paramètres indiquant la probabilité d'infection; d = dose; N_{50} = dose infectieuse médiane; P = probabilité d'infection. Les paramètres des modèles sont ceux décrits par Haas et coll. (1999), sauf pour *C. parvum*, qui correspond à la valeur établie par Santé Canada (2004b).

Caractérisation des risques

Suivant l'approche de la charge de morbidité, la caractérisation des risques effectuée dans les présentes recommandations utilise l'information sur l'identification des dangers et sur les évaluations de la dose-réponse et de l'exposition pour évaluer l'ampleur du risque. Une approche déterministe sert ici à calculer un objectif sanitaire pour les agents pathogènes de référence dans les eaux recyclées. Cette approche utilise une valeur estimative unique pour les volumes d'exposition et le nombre d'expositions (p. ex., estimations ponctuelles). Elle a l'inconvénient de ne pas tenir compte de la variabilité et de l'incertitude et d'avoir tendance à se baser sur des valeurs prudentes et même sur les valeurs les plus défavorables. Une analyse stochastique

permettrait de contrer cet inconvénient, mais nécessiterait plus de données que celles disponibles actuellement. Le tableau B3 donne un exemple de caractérisation des risques. Des valeurs estimatives uniques sont utilisées pour les volumes d'exposition et le nombre d'expositions. Les valeurs retenues sont considérées comme étant prudentes. Les formules ayant servi aux calculs sont fournies dans l'encadré B1.

Tableau B3 : Charges de morbidité potentielles liées aux aérosols produits par les chasses d'eau des toilettes

	<i>Cryptosporidium</i>	Rotavirus	<i>E. coli</i> O157:H7
Organismes par litre d'eau d'alimentation ^{a,b}	2 000	8 000	$1,2 \times 10^5$
Réduction log procurée par le traitement ^c	5	6	6
Volume d'exposition par exposition (L)	1×10^{-5}	1×10^{-5}	1×10^{-5}
Dose par exposition (organismes)	2×10^{-7}	$8,0 \times 10^{-8}$	$1,2 \times 10^{-6}$
Nombre d'expositions par année	1 100	1 100	1 100
Constantes dose-réponse ^d	$r = 4,7 \times 10^{-3}$	$\alpha = 2,7 \times 10^{-1}$	$\alpha = 2,1 \times 10^{-1}$ $N_{50} = 1\ 120$
Probabilité d'infection par organisme	$4,7 \times 10^{-3}$	$2,7 \times 10^{-1}$	$4,8 \times 10^{-3}$
Risque d'infection (P_{inf}) (probabilité d'infection par exposition)	$9,4 \times 10^{-10}$	$4,6 \times 10^{-8}$	$6,0 \times 10^{-9}$
Rapport maladie /infection ^e	0,70	0,88	0,53
Risque de maladie (P_{mal}) par exposition	$2,5 \times 10^{-9}$	$4,1 \times 10^{-8}$	$3,2 \times 10^{-9}$
Risque de maladie (par an, c.-à-d. 1 100 expositions)	$7,2 \times 10^{-7}$	$4,5 \times 10^{-5}$	$3,5 \times 10^{-6}$
Charge de morbidité ^f (AVCI par cas)	$1,5 \times 10^{-3}$	$1,3 \times 10^{-2}$	$5,5 \times 10^{-2}$
Fraction vulnérable (%) ^g	100	6	100
AVCI par année	$4,2 \times 10^{-9}$	$3,5 \times 10^{-8}$	$1,7 \times 10^{-8}$

^a Les concentrations de *Cryptosporidium* et de rotavirus dans les eaux d'égout brutes proviennent de EPHC-NRMMC (2006); le nombre d'adénovirus est une indication du nombre de rotavirus, compte tenu de l'absence d'une méthode de dénombrement des rotavirus.

^b Le calcul de la concentration d'*E. coli* O157:H7 est fonction de l'hypothèse que 2 % du nombre maximal de bactéries *E. coli* génériques dénombrées dans les échantillons d'eaux usées brutes des villes canadiennes sont pathogènes ($6,2 \times 10^6$; Payment et coll., 2001). Davantage d'information est nécessaire pour préciser cette estimation.

^c D'après les réductions log indiquées dans les tableaux D1 et D2 (voir annexe D); les concentrations de substances dangereuses sont réduites par le traitement secondaire, la coagulation, la filtration et la désinfection.

^d Le tableau B2 présente les constantes et les modèles utilisés pour calculer le risque d'infection.

^e Havelaar et Melse (2003).

^f Les AVCI par cas sont établis par Havelaar et Melse (2003).

^g Il s'agit du pourcentage de la population susceptible de développer une maladie à la suite d'une infection. Le chiffre de 6 % pour les rotavirus tient du fait que les infections sont fréquentes chez les très jeunes enfants. Il correspond au pourcentage de la population âgée de moins de 5 ans.

Encadré B1 : Formules utilisées dans le tableau B3	
1. Dose par exposition	= Concentration dans l'eau non traitée × réduction log × exposition
2. P_{inf}	= Modèles dose-réponse et paramètres indiqués au tableau B2
3. P_{inf} par année	= $1 - (1 - P_{inf})^N$ où N = nombre d'expositions par année Lorsque le niveau de risque est faible, une approximation peut être obtenue par la formule suivante : P_{inf} par année = $P_{inf} \times N$
4. P_{mal} par année	= P_{inf} par année × rapport maladie/infection
5. AVCI par année	= P_{mal} par année × AVCI par cas × fraction vulnérable

Une autre approche consiste à déterminer les objectifs de traitement permettant d'atteindre un objectif sanitaire de 10^{-6} AVCI¹ pour les usages particuliers des eaux recyclées, à partir de la concentration initiale d'un agent pathogène de référence dans l'eau non traitée. La charge de morbidité, exprimée en AVCI, est établie à partir des expositions estimatives aux agents pathogènes présents dans les eaux recyclées. Comme les réductions dépendent des concentrations initiales et de l'exposition qui y est associée, le traitement devra réduire davantage la charge pathogène dans le cas des utilisations comportant des expositions plus élevées.

Il est possible de calculer les réductions log nécessaires pour atteindre l'objectif de 10^{-6} AVCI par année dans les eaux recyclées. Les formules permettant d'établir des équivalents de dose correspondant à 10^{-6} AVCI (dAVCI) sont les suivantes :

$$\text{AVCI par année} = P_{inf \text{ par année}} \times N \times \text{rapport maladie/infection} \times \text{AVCI par cas} \times \text{fraction vulnérable}$$

Étant donné que, dans cet exemple, l'objectif d'AVCI par année est de 10^{-6} , voici l'équation qui permet de trouver l'équivalent de dose (dAVCI) :

$$\text{Équivalent de dose} = \frac{\text{objectif AVCI par année}}{\text{AVCI par cas} \times P_{inf \text{ par organisme}} \times \text{rapport maladie/infection} \times \text{fraction vulnérable}}$$

Si les concentrations des organismes dans l'eau non traitée sont connues, les réductions log nécessaires (tableau 4B) peuvent être calculées à l'aide de la formule suivante :

$$\text{Réduction log} = \log (\text{concentration dans l'eau non traitée} \times \text{exposition (L)} \times N \div \text{dAVCI})$$

Où: L = volume en litres
N = nombres de fois exposés au cours d'une année
dAVCI = Dose équivalente à 10^{-6} AVCI

¹ L'objectif sanitaire de 10^{-6} AVCI par personne par année repose sur les recommandations courantes de l'OMS (2004) et la décision du Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable d'employer cet objectif comme niveau de risque acceptable. Des gouvernements pourraient établir des objectifs sanitaires différents en fonction de leur situation et de leurs propres besoins propres.

Tableau B4 : Réductions log nécessaires

Organisme	Équivalent de dose ^a	Réductions log nécessaires	
		Pour les aérosols produits par les chasses d'eau des toilettes	Pour les jonctions fautives ^b
<i>C. parvum</i>	$5,3 \times 10^{-2}$	2,6	4,1
Rotavirus	$5,5 \times 10^{-3}$	4,2	5,7
<i>E. coli</i> O157:H7	$7,1 \times 10^{-3}$	5,3	6,8

^a Doses correspondant à 10^{-6} AVCI (dAVCI).

^b En supposant le pire scénario où une personne sur 1 000 consomme 1 L/jour pendant 365 jours.

Annexe C : Vérification et certification des technologies

La vérification et la certification des technologies aident à vérifier la qualité de l'effluent du système de recyclage et la fiabilité de l'équipement. Voici quelques-uns des processus de vérification et de certification utilisés :

- exigences générales relatives à la conception et à la construction ainsi que protocoles d'essai pour confirmer l'intégrité et la robustesse des systèmes;
- efficacité du traitement (fondée sur les recommandations et les normes portant sur la qualité de l'effluent);
- méthodologie d'évaluation pour vérifier la conformité du système de traitement;
- exigences relatives à la plomberie afin de respecter les codes et les normes applicables;
- autres considérations relatives à certains procédés de traitement;
- exigences d'installation conformes aux spécifications de conception et approuvées par les organismes de réglementation;
- exigences relatives à la documentation; et
- exigences relatives à la surveillance.

Jusqu'à présent, très peu de normes de certification des technologies s'appliquent aux systèmes de recyclage de l'eau. Certaines études ont été publiées récemment sur les systèmes de traitement des eaux grises (NSW, 2005; Diaper et coll., 2008). À défaut de protocoles d'évaluation s'appliquant aux systèmes de recyclage des eaux usées, on peut utiliser les protocoles pour les systèmes décentralisés de traitement des eaux usées, qui offrent une méthodologie rigoureuse pouvant convenir aux technologies de recyclage des eaux usées. Citons entre autres la norme canadienne BNQ 3680-600-8 (Systèmes de traitement autonomes des eaux usées résidentielles) et la norme 40 de NSF/ANSI (*Residential Wastewater Treatment Systems*). En plus des normes d'évaluation des technologies élaborées, d'autres documents, comme les *Interim NSW Guidelines for the Management of Private Recycled Water Schemes* (NSW, 2008), peuvent fournir des renseignements utiles.

Annexe D : Procédés de traitement

Le recyclage de l'eau fait en général appel à des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées largement utilisées et facilement accessibles. Quand il est question du traitement des eaux recyclées, il s'agit essentiellement de déterminer si le système de traitement parvient à garantir systématiquement la qualité d'eau appropriée. La plupart des recommandations internationales concernant l'utilisation des eaux recyclées précisent à la fois les procédés généraux de traitement et les paramètres de qualité de l'eau liés à un ensemble d'applications (Bahri et Brissaud, 2003).

Aperçu du traitement des eaux usées destinées à être recyclées

Le traitement des eaux usées associe généralement plusieurs procédés biologiques, physiques et chimiques. Le traitement biologique fait appel à des microorganismes en suspension dans les eaux usées ou fixés sur un substrat pour faciliter le retrait de matières des eaux usées. Le traitement physique consiste à retirer les déchets par filtration à travers un milieu granulaire ou solide comme la filtration sur membrane. Le traitement chimique comporte l'ajout de certains produits chimiques pour précipiter les constituants ciblés ou les adsorber sur un milieu. Tous ces procédés permettent différents niveaux de traitement. Les termes largement employés pour décrire ces différents niveaux de traitement sont les suivants, énumérés par ordre croissant d'intensité : primaire, secondaire, secondaire avancé et tertiaire. Ces niveaux de traitement ne sont pas toujours définis de la même façon. Les définitions et les descriptions fournies dans cette annexe sont celles utilisées dans le cadre des présentes recommandations. Les niveaux de traitement des eaux usées considérés comme convenables pour la production d'eaux recyclées servant à alimenter les chasses d'eau de toilettes des immeubles résidentiels et commerciaux comprennent les systèmes de traitement secondaire, secondaire avancé et tertiaire. Ces systèmes sont en général caractérisés par la qualité de l'eau produite en fonction de la demande biochimique en oxygène (DBO), des concentrations du total des solides en suspension (TSS) et du degré de nitrification obtenu lors de la conversion de l'ammonium en nitrate. Le tableau D1 donne un aperçu de l'élimination des dangers microbiens pouvant être obtenue à l'aide des divers procédés de traitement et niveaux de traitement.

Tableau D1 : Éliminations log révélatrices des entéropathogènes et des organismes indicateurs^a

Traitement	Réductions log révélatrices ^b				
	<i>E. coli</i>	Bactéries pathogènes	Virus	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>
Traitement primaire	0 – 0,5	0 – 0,5	0 – 0,1	0,5 – 1,0	0 – 0,5
Traitement secondaire	1,0 – 3,0	1,0 – 3,0	0,5 – 2,0	0,5 – 1,5	0,5 – 1,0
Filtration sur lit double	0 – 1,0	0 – 1,0	0,5 – 3,0	1,0 – 3,0	1,5 – 2,5
Filtration sur membrane	3,5 → 6,0	3,5 → 6,0	2,5 → 6,0	> 6,0	> 6,0

^a Adaptation de NRMCC-EPHC (2006).

^b Réductions en fonction des caractéristiques particulières du procédé.

Traitement primaire

Le traitement primaire débarrasse l'eau des gros solides organiques et inorganiques et des sables par sédimentation et/ou flottation. Les contaminants organiques éliminés peuvent représenter un pourcentage important de la DBO, des TSS, des matières grasses, des huiles et des graisses présentes dans les eaux usées brutes. Une partie de l'azote et du phosphore peut aussi être éliminée, bien qu'il ne s'agisse pas là en général d'un objectif du traitement primaire. Le traitement primaire seul ne suffit pas à produire des eaux recyclées d'une qualité acceptable. Il constitue toutefois une étape importante préalable à la plupart des procédés de traitement secondaire et secondaire avancé.

Traitement secondaire

Le traitement secondaire vise essentiellement à débarrasser les eaux usées des constituants organiques solubles et des matières colloïdales ou en suspension qui subsistent après le traitement primaire dans les fosses septiques des petits systèmes de traitement décentralisés ou décentralisés. Au nombre des avantages du traitement secondaire figure l'élimination des particules résiduelles, des contaminants inorganiques et des agents pathogènes qui sont adsorbés sur les biosolides du système.

Le traitement secondaire s'appuie sur une série de procédés biologiques et nécessite un milieu favorable à la croissance microbienne rapide à l'intérieur du système de traitement. Comme les bactéries aérobies (qui consomment de l'oxygène) traitent les eaux usées plus rapidement et plus efficacement que les bactéries anaérobies (sans oxygène), le traitement secondaire fait généralement appel aux bactéries aérobies. Cela signifie que le système doit être approvisionné en oxygène, soit de manière passive, par la diffusion d'air dans le système (comme dans le cas des filtres à sable), soit de manière mécanique, par l'action de ventilateurs.

Après le traitement secondaire, l'effluent affiche en général une DBO₅ et des concentrations de TSS inférieures à 30 mg/L, ce qui permet une désinfection efficace. L'effluent des eaux usées peut encore contenir des contaminants organiques résistants à la dégradation microbienne, des éléments nutritifs et des matières résiduelles après le traitement secondaire.

Traitement secondaire avancé (solution de rechange au traitement secondaire)

Au cours du traitement secondaire avancé, les mêmes procédés et technologies de traitement employés pour le traitement secondaire sont suivis d'une filtration destinée à éliminer les solides résiduels et colloïdaux, et à réduire davantage la DBO.

Le traitement secondaire avancé fait référence aux systèmes qui peuvent produire de manière fiable une qualité d'effluent proche des limites de détection établies pour la DBO₅, les TSS et (s'il y a désinfection) les coliformes thermotolérants. L'effluent d'un système de traitement secondaire avancé devrait présenter une DBO₅ et des concentrations de MES inférieures à 10 mg/L. La filtration fait partie du procédé de traitement lorsqu'une désinfection efficace est nécessaire. Ce niveau de traitement est souvent exigé dans les normes ou les recommandations internationales visant un « accès public sans restriction » des eaux usées, notamment pour des utilisations récréatives, l'irrigation des terrains de jeux, les plans d'eau artificiels pour aménagements paysagers, le rejet direct dans les cours d'eau et le lavage des véhicules.

Traitement tertiaire

Le traitement tertiaire a recours à des moyens biologiques ou chimiques pour éliminer plus de solides colloïdaux et de matières en suspension ainsi que des éléments nutritifs (phosphore et azote) des eaux usées. L'azote libéré dans les eaux de surface peut contribuer à la prolifération d'algues nuisibles, et s'il est libéré sous forme ammoniacale, il peut être toxique pour les organismes aquatiques.

L'élimination des éléments nutritifs peut se faire de différentes façons, notamment par un traitement biologique et chimique. Le traitement biologique est généralement assuré par un procédé de traitement par les boues activées (biomasse en suspension), compartimenté en zones « environnementales », qui permet de conditionner les bactéries pour éliminer l'azote ou le phosphore. Les systèmes de traitement capables d'éliminer biologiquement les éléments nutritifs sont plus complexes et nécessitent des opérateurs plus compétents et davantage de surveillance et de données de conception technique.

Durant le traitement chimique, le phosphore peut être précipité par l'ajout de produits chimiques particuliers aux eaux usées ou par adsorption à l'aide d'un filtre spécial. L'ammoniac peut être éliminé au moyen de résines échangeuses d'ions ou de zéolites. Toutefois, l'ajout de produits chimiques n'est pas généralement considéré comme une solution pratique pour les petits systèmes de traitement des eaux usées. La simple conversion d'ammoniac en nitrate à l'aide d'oxygène dissous (c.-à-d. la conversion de l'azote et non son élimination) est parfois désignée comme étant un traitement tertiaire. Même si l'azote n'est pas éliminé de façon efficace, la concentration d'ammoniac dans l'effluent (et par conséquent la toxicité aquatique potentielle) est réduite.

Désinfection

La désinfection est une étape indispensable du traitement pour presque tous les usages des eaux usées recyclées. Elle détruit ou inactive la majorité des microorganismes présents dans l'effluent des eaux usées traitées, notamment les organismes pathogènes pour l'homme. Il existe trois méthodes courantes de désinfection : 1) la chloration et des solutions de rechange (le dioxyde de chlore et les chloramines); 2) l'ozonation; et 3) le rayonnement ultraviolet (UV). Il existe de nombreuses technologies de désinfection qui peuvent être appliquées aux systèmes de toute taille, allant des petits systèmes décentralisés de traitement des eaux usées aux systèmes de grande envergure. Même s'il y a des exceptions, il faut en général filtrer les effluents traités destinés à être réutilisés pour accroître l'efficacité des procédés de désinfection. Le tableau D2 présente les plages d'éliminations log révélatrices des entéropathogènes et des organismes indicateurs. Les tableaux D3 et D4 permettent de comparer les valeurs concentration-temps (CT) (exprimées en mg min/L) pour plusieurs degrés d'inactivation des virus et de *Giardia* dans l'eau, obtenues avec les méthodes de désinfection présentées dans cette section (chlore, dioxyde de chlore et ozone). Le tableau D5 fournit des renseignements sur les différentes doses de rayons UV pour ces mêmes organismes et *Cryptosporidium*. À noter que les valeurs CT et les doses UV ont été établies pour une eau présentant des caractéristiques particulières et non pour les eaux usées domestiques. En outre, les valeurs CT indiquées pour le chlore sont fonction de la présence dans l'effluent de chlore libre résiduel.

Tableau D2 : Éliminations log révélatrices des entéropathogènes et des organismes indicateurs^a

Traitement	Réductions log révélatrices ^b				
	<i>E. coli</i>	Bactéries pathogènes	Virus	<i>Giardia</i>	<i>Cryptosporidium</i>
Chloration	2,0 – 6,0	2,0 – 6,0	1,0 – 3,0	0,5 – 1,5	0 – 0,5
Ozonation	2,0 – 6,0	2,0 – 6,0	3,0 – 6,0	0,5 – 3,0 ^c	0,25 – 3,0 ^d
Rayons UV	2,0 → 4,0	2,0 → 4,0	> 1,0 adénovirus > 3,0 entérovirus, hépatite A	> 3,0	> 3,0

^a Adaptation de NRMCC-EPHC (2006).

^b Réductions en fonction des caractéristiques particulières du procédé.

^c Plage de valeurs basée sur les tableaux des valeurs CT publiés par la U.S. EPA (1999).

^d Plage de valeurs basée sur les tableaux des valeurs CT publiés par la U.S. (2006a).

Tableau D3 : Valeurs CT pour l'inactivation des virus^a

Désinfectant	Inactivation (mg·min/L)		
	2 log	3 log	4 log
Chlore ^b	3	4	6
Dioxyde de chlore ^c	4,2	12,8	25,1
Ozone	0,5	0,8	1,0

^a Source : U.S. EPA (1999). Valeurs CT obtenues de l'AWWA (1991).

^b Valeurs obtenues à une température de 10 °C, dans une plage de pH de 6 à 9 et des concentrations de chlore résiduel libre variant de 0,2 à 0,5 mg/L.

^c Valeurs obtenues à une température de 10 °C et dans une plage de pH de 6 à 9.

Tableau D4 : Valeurs CT pour l'inactivation des kystes de *Giardia*^a

Désinfectant	Inactivation (mg·min/L)					
	0,5 log	1 log	1,5 log	2 log	2,5 log	3 log
Chlore ^b	17	35	52	69	87	104
Dioxyde de chlore ^c	4	7,7	12	15	19	23
Ozone ^c	0,23	0,48	0,72	0,95	1,2	1,43

^a Source : U.S. EPA (1999). Valeurs CT obtenues de l'AWWA (1991).

^b Valeurs obtenues pour des concentrations de chlore résiduel libre inférieures ou égales à 0,4 mg/L, à une température de 10 °C et un pH de 7.

^c Valeurs obtenues à une température de 10 °C et dans une plage de pH de 6 à 9.

Tableau D5 : Dose de rayons UV (mJ/cm²) nécessaire pour une inactivation de divers microorganismes allant jusqu'à 4 log (99,99 %)^a

Microorganisme	Inactivation log								
	0,5	1,0	1,5	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0	
<i>Cryptosporidium</i>	1,6	2,5	3,9	5,8	8,5	12	15	22	
<i>Giardia</i>	1,5	2,1	3,0	5,2	7,7	11	15	22	
Virus	39	58	79	100	121	143	163	186	

^a Source : U.S. EPA (2006b).

Traitement des biosolides et des résidus

Le traitement des biosolides englobe le traitement des solides qui se déposent au cours des traitements primaire ou secondaire des eaux usées, ou des deux. Les exigences relatives au traitement ou à l'élimination des biosolides peuvent varier d'une province ou d'un territoire à l'autre. Selon la taille de la station de traitement, les résidus du traitement primaire peuvent être stockés et transportés (p. ex., une fosse septique) ou transférés à une installation de digestion afin d'être stabilisés avant leur élimination. La digestion peut être effectuée par des bactéries dans un milieu aérobie (en présence d'oxygène) ou anaérobie (en l'absence d'oxygène). Le milieu aérobie accélère le procédé de stabilisation, mais nécessite davantage d'énergie, tandis que le milieu anaérobie est un procédé plus lent pouvant produire du gaz méthane (un biogaz) qui, à grande échelle, peut servir à la production d'électricité. Le compostage et l'incinération sont d'autres moyens de stabilisation des solides organiques.

Sélection du niveau ou de l'échelle de traitement approprié

Les eaux usées peuvent être traitées sur place, à la maison ou dans l'immeuble où elles sont produites. Elles peuvent aussi être acheminées par un égout vers une station de traitement des eaux usées ou de recyclage de l'eau. Des études d'installations centralisées ont démontré que les procédés de traitement des eaux usées peuvent réduire considérablement le nombre d'agents pathogènes ou d'organismes indicateurs présents dans les eaux usées, mais que l'efficacité d'élimination varie selon le type de procédé de traitement, la durée de rétention, la concentration d'oxygène, la température et l'élimination des matières en suspension (Garcia et coll., 2002; Koivunen et coll., 2003; Scott et coll., 2003; Rose et coll., 2004). Selon une étude, une station de traitement municipale à grande échelle ayant eu recours au traitement biologique, à la filtration et à la chloration avait réduit de plus de 7 log les coliformes totaux et fécaux, et de plus de 5 log les coliphages et les virus entériques. Elle avait en outre réduit de plus de 3 log les protozoaires pathogènes (*Giardia* et *Cryptosporidium*) (Rose et coll., 1996). Même s'il ressort que la filtration est le procédé de traitement qui, dans une chaîne de traitement conventionnel, élimine le plus efficacement les kystes et les oocystes de protozoaires, il subsiste tout de même des oocystes infectieux de *Cryptosporidium* dans l'effluent final des installations qui y ont recours (Gennaccaro et coll., 2003; Scott et coll., 2003; Rose et coll., 2004). Des données de surveillance provenant d'installations de Floride indiquent qu'en général, les installations ayant transmis des données sur les agents pathogènes fonctionnaient bien (si l'on se fie aux mesures des MES, de la turbidité et du chlore résiduel total). Quelques installations de Floride affichant les concentrations d'agents pathogènes les plus élevées dans l'eau traitée effectueraient une filtration et une désinfection efficaces. La proportion de kystes de *Giardia* déclarés comme étant potentiellement viables variait de 10 à 90 % (moyenne de 61 %), tandis que la fraction viable de *Cryptosporidium* oscillait entre 70 et 90 % (moyenne de 77 %) (York et coll., 2003). Ces résultats semblent indiquer que même si le traitement efficace des eaux usées produit un effluent de grande qualité, il subsistera probablement des agents pathogènes viables.

Au cours des 20 dernières années, bon nombre de procédés utilisés dans les systèmes de traitement centralisés ont été intégrés aux systèmes de traitement décentralisés, rendant ces derniers plus efficaces et plus répandus. De nouvelles technologies assurant un traitement secondaire avancé sont maintenant disponibles pour des systèmes décentralisés de recyclage de l'eau (Chu et coll., 2003; Diaper, 2004). La performance des traitements est exprimée par une plage, du fait de sa variabilité même lorsqu'il s'agit de systèmes à rendement optimal. Les données des tableaux D1 et D2 peuvent servir à caractériser les risques d'un procédé simple et

déterministe comme celui décrit à la section 4.5 et dans l'annexe B. Toutefois, pour caractériser les risques avec plus de précision, il est préférable d'utiliser les données propres à un système donné, conçu en fonction des conditions locales ou particulières d'installation. Par exemple, les membranes n'ont pas toutes la même efficacité, puisqu'elle dépend du diamètre des pores.

Chaque technologie de traitement comporte des avantages et des inconvénients, quelle que soit l'échelle d'application. Certains procédés conviennent davantage aux systèmes décentralisés, d'autres sont mieux adaptés à des applications plus centralisées. Les technologies mécaniquement complexes ou nécessitant un plus grand degré d'intervention de la part de l'opérateur conviennent davantage aux installations centralisées qui disposent d'un personnel qualifié. De tels procédés peuvent être qualifiés de systèmes intensifs très performants, mais exigeants sur le plan des intrants, notamment de l'énergie, et sur le plan du contrôle des procédés et du savoir-faire des opérateurs. Les procédés qui conviennent généralement le mieux aux systèmes décentralisés sont ceux qui nécessitent moins de commandes ou de variables de fonctionnement, ou requièrent peu de compétences pour leur fonctionnement et leur entretien.

Bibliographie

- Alberta Environment (2000) Guidelines for municipal wastewater irrigation. Municipal Program Development, Environmental Sciences Division, Environmental Service, Avril (Publication n° T/528; ISBN 0-7785-1150-2). Disponible à : <http://environment.gov.ab.ca/info/library/7268.pdf>.
- Anderson, J., Adin, A., Crook, J., Hultquist, R., Jimenez-Cisneros, B., Kennedy, W., Sheikh, B. et van der Merwe, B. (2001) Climbing the ladder: a step by step approach to international guidelines for water recycling. *Water Sci. Technol.*, 43(10): 1–8.
- Asano, T. (ed.) (1998) Wastewater reclamation and reuse. Technomic Publishing Co. Inc., Lancaster, PA. 1528 pp. (Water Quality Management Library Vol. 10).
- Asano, T. et Cotruvo, J.A. (2004) Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: health and regulatory considerations. *Water Res.*, 38: 1941–1951.
- ASPC (2005). Maladies à déclaration obligatoire en direct. Agence de la santé publique du Canada. Disponible à : http://dsol-smed.phac-aspc.gc.ca/dsol-smed/ndis/index_f.html
- AWWA (1991) Guidance manual for compliance with the filtration and disinfection requirements for public works systems using surface water sources. American Water Works Association, Denver, CO.
- Bahri, A. et Brissaud, F. (2003) Setting up microbiological water reuse guidelines for the Mediterranean. Mediterranean Network on Wastewater Reclamation and Reuse. Disponible à : www.med-reunet.com/05ginfo/04_references.asp.
- Bauman, L.C. et Stenstrom, M.K. (1990) Removal of organohalogen and organohalogen precursors in reclaimed wastewater. I. *Water Res.*, 24: 949–955.
- Bellar, T.A., Lichtenberg, J.J. et Kroner, R.C. (1974) The occurrence of organohalides in chlorinated drinking water. *J. Am. Water Works Assoc.*, 66(12): 703–706.
- Birks, R., Colbourne, J., Hills, S. et Hobson, R. (2004) Microbiological water quality in a large in-building water recycling facility. *Water Sci. Technol.*, 50(2): 165–172.
- Blumenthal, U.J., Strauss, M., Mara, D.D. et Cairncross, S. (1989) Generalised model of the effect of different control measures in reducing health risks from waste reuse. *Water Sci. Technol.*, 21: 567–577.
- Blumenthal, U.J., Mara, D.D., Peasey, A., Ruiz-Palacios, G. et Stott, R. (2000) Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. *Bull. World Health Organ.*, 78(9): 1104–1116.
- Brandes, O. et Ferguson, K. (2004) The future in every drop: The benefits, barriers, and practice of urban water demand management in Canada. POLIS Project on Ecological Governance, University of Victoria, Victoria, B.C. 65 pp.
- Cassin, M.H., Lammerding, A.L., Todd, E.C.D., Ross, W. et McColl, R.S. (1998) Quantitative risk assessment for *Escherichia coli* O157:H7 in ground beef hamburgers. *Int. J. Food Microbiol.*, 41: 21–44.
- CFPTEP/CCME (2002). De la source au robinet - L'approche à barrières multiples pour de l'eau potable saine, Comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable et Conseil canadien des ministres de l'environnement, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/tap-source-robinet/index_f.html

Recommandations canadiennes sur les eaux domestiques recyclées (janvier 2010)

Chang, A.C., Pan, G., Page, A.L. et Asano, T. (2002) Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed wastewater and sewage sludge applications in agriculture. Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse.

Chappell, C.L., Okhuysen, P.C., Sterling, C.R. et Dupont, H.L. (1996) *Cryptosporidium parvum*: intensity of infection and oocyst excretion patterns in healthy volunteers. *J. Infect. Dis.*, 173(1): 232–236.

Charles, K. (2004) Risk assessment: a catchment management tool to promote the safe location of domestic sewage treatment systems. Présenté dans le cadre du River Symposium, 31 août–3 septembre 2004, Brisbane, Australie. Disponible à : www.waterquality.crc.org.au/Programs/program3D/YWSOTY/ywsoty.htm.

Chauret, C., Springthorpe, S. et Sattar, S. (1999) Fate of *Cryptosporidium* oocysts, *Giardia* cysts, and microbial indicators during wastewater treatment and anaerobic sludge digestion. *Can. J. Microbiol.*, 45: 257–262.

Chu, W.H., Wang, J.Y. et Kao, C.M. (2003) A simplified risk-based approach for process screening in municipal wastewater reclamation and reuse. *Water Sci. Technol.*, 47(1): 257–262.

Cloete, T.E., Rose, J., Nel, L.H. et Ford, T. (eds.) (2004) *Microbial waterborne pathogens*. IWA Publishing, London, U.K. 231 pp.

Cooper, W.J., Villate, J.T., Ott, E.M., Slifker, R. et Parsons, F.Z. (1983) Formation of organohalogen compounds in chlorinated secondary wastewater effluent. Dans : *Water chlorination: Environmental impact and health effects*. Vol. 4. R.L. Jolley, W.A. Brungs, J.A. Cotruvo, R.B. Cumming, J.S. Mattice et V.A. Jacobs (eds.). Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI. pp. 483–497.

CRCWQT (2003) Review of endocrine disruptors in the context of Australian drinking water. Cooperative Research Centre for Water Quality and Treatment, Adelaide, Australie. 40 pp. (Occasional Paper 7).

Crook, J. (1998) Findings of NRC report on the viability of augmenting drinking water supplies with reclaimed water. Dans : *Water Reuse '98 Conference Proceedings*. American Water Works Association, Denver, CO. pp. 291–305.

CSA (2006) CAN/CSA B128.1-F06/B128.2-F06, Conception et installation des réseaux d'eau non potable/Entretien et mise à l'essai à pied d'œuvre des réseaux d'eau non potable. CSA International, Mississauga, Ontario, 44 pp.

Damstra, T., Barlow, S., Bergman, A., Kavlock, R. et Van Der Kraak, G. (eds.) (2002) *Global assessment of the state of the science of endocrine disruptors*. Programme international sur la sécurité des substances chimiques, Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse.

Devaux, I., Gerbaud, L., Planchon, C., Bontoux, J. et Glanddier, P.Y. (2001) Infectious risk associated with wastewater reuse: an epidemiological approach applied to the case of Clermont-Ferrand, France. *Water Sci. Technol.*, 43(12): 53–60.

Diaper, C. (2004) Innovation in on-site domestic water management systems in Australia: a review of rainwater, greywater, stormwater and wastewater utilisation techniques. Australian Water Conservation and Reuse Research Program, Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO MIT Technical Report 2004-073).

Diaper, C., Toifl, M. et Storey, M. (2008) Greywater technology testing protocol. Water for a Healthy Country National Research Flagship, Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization. Disponible à : www.smartwater.com.au/projectdocs/project30/Greywater%20Technology%20Testing%20Protocol.pdf.

Dufour, A., Snozzi, M., Köster, W., Bartram, J., Ronchi, E. et Fewtrell, R. (eds.) (2003) *Assessing microbial safety of drinking water. Improving approaches and methods*. IWA Publishing, London, U.K., pour l'Organisation de coopération et de développement économiques et l'Organisation mondiale de la santé (WHO Drinking-water Quality Series).

Recommandations canadiennes sur les eaux domestiques recyclées (janvier 2010)

Environnement Canada (2006) Atlantic Canada wastewater guidelines manual for collection, treatment, and disposal. Prepared by ABL Environmental Consultants Ltd. Disponible à : www.gov.ns.ca/nse/water/docs/AtlCanStdGuideSewage.pdf.

Environnement Canada (2009) Technologie résidentielle à faible consommation d'eau, Ottawa, Ontario. Disponible à : www.ec.gc.ca/water/fr/manage/effic/f_resid.htm. (consulté le 14 sept. 2009)

Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M. et Ledin, A. (2002) Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, 4: 85–104.

FAO/OMS (2003) Hazard characterization for pathogens in food and water — Guidelines. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, Rome, Italie, et 'Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse (Microbiological Risk Assessment Series No. 3).

FBR (2005) Greywater recycling planning fundamentals and operational information. 1^e édition. Fachvereinigung Betriebs- und Regenwassernutzung e.V., Darmstadt, Allemagne (Information Sheet H 201).

Fujita, Y., Ding, W.-H. et Reinhard, M. (1996) Identification of wastewater dissolved organic carbon characteristics in reclaimed wastewater and recharged groundwater. *Water Environ. Res.*, 68(5): 867–876.

Gale, P. (2001) A review: Developments in microbiological risk assessment for drinking water. *J. Appl. Microbiol.*, 91: 191–205.

Garcia, A., Yanko, G. et Widmer, G. (2002) *Giardia* cysts in tertiary-treated wastewater effluents: are they infective? *Water Environ. Res.*, 74: 541–544.

Gardner, E.A. (2003) Some examples of water recycling in Australian urban environments: a step towards environmental sustainability. *Water Sci. Technol. Water Supply*, 3(4): 21–31.

Gennaccaro, A., McLaughlin, M.R., Quintero-Betancourt, W., Huffman, D. et Rose, J.B. (2003) Infectious *Cryptosporidium parvum* oocysts in final reclaimed effluent. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69(8): 4983–4984.

Gerba, C.P. et Rose, J.B. (2003) International guidelines for water recycling: microbiological considerations. *Water Sci. Technol. Water Supply* 3(4): 311–316.

Gerba, C.P., Wallis, C. et Melnick, J.L. (1975) Microbiological hazards of household toilets: droplet production and fate of residual organisms. *Appl. Microbiol.*, 30(2): 229–237.

Gerba, C.P., Gramos, D.M. et Nwachuku, N. (2002) Comparative inactivation of enteroviruses and adenovirus 2 by UV light. *Appl. Environ. Microbiol.*, 68(10): 5167–5169.

Government of Alberta (1993) Alberta Regulation 119/93. *Environmental Protection and Enhancement Act*, Wastewater and Storm Drainage Regulation. Queen's Printer. Disponible à : www.qp.gov.ab.ca/documents/Regs/1993_119.cfm?frm_isbn=0779727231.

Government of British Columbia (1999) B.C. Regulation 129/99, depose le 23 avril 1999, en vigueur le 15 juillet 1999, O.C. 507/99. *Environmental Management Act*, Municipal Sewage Regulation (inclus les modifications jusqu'à B.C. Regulation 321/2004).

Haas, C.N. (2000) Epidemiology, microbiology, and risk assessment of waterborne pathogens including *Cryptosporidium*. *J. Food Prot.*, 63(6): 827–831.

Haas, C.N., Rose, J.B. et Gerba, C.P. (1999) Quantitative microbial risk assessment. John Wiley and Sons Inc., New York, NY. 449 pp.

Recommandations canadiennes sur les eaux domestiques recyclées (janvier 2010)

- Havelaar, A. et Melse, J.M. (2003) Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for Drinking-water Quality: a burden of disease approach. Rijkinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, Bilthoven, Pays-Bas, (RIVM Report 734301022).
- Ho, G., Dallas, S., Anda, M. et Mathew, K. (2001) On-site wastewater technologies in Australia. *Water Sci. Technol.*, 44(6): 81–88.
- Hovi, T., Stenvik, M. et Rosenlew, M. (1996) Relative abundance of enterovirus serotypes in sewage differs from that in patients: clinical and epidemiological implications. *Epidemiol. Infect.*, 116: 91–97.
- Howard, G., Pedley, S. et Tibatemwa, S. (2006) Quantitative microbial risk assessment to estimate health risks attributable to water supply: Can the technique be applied in developing countries with limited data? *J. Water Health*, 4(1): 49–65.
- Hunter, P.R. (2003) Drinking water and diarrhoeal disease due to *Escherichia coli*. *J. Water Health*, 1(2): 65–71.
- IOM (2002) *Escherichia coli* O157:H7 in ground beef: review of a draft risk assessment. Institute of Medicine, National Academies of Science, Washington, DC.
- Koivunen, J., Siitonen, A. et Heinonen-Tanski, H. (2003) Elimination of enteric bacteria in biological/chemical wastewater treatment and tertiary filtration units. *Water Res.*, 37(3): 690–698.
- Kolpin, D.W., Furlong, E.T., Meyer, M.T., Thurman, E.M., Zaugg, S.D., Barber, L.B. et Buxton, H.B. (2002) Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999–2000: a national reconnaissance. *Environ. Sci. Technol.*, 36(6): 1202–1211.
- Krewski, D., Balbus, J., Butler-Jones, D., Haas, C.N., Isaac-Renton, J., Roberts, K.J. et Sinclair, M. (2004) Managing the microbiological risks of drinking water. *J. Toxicol. Environ. Health A*, 67: 1591–1617.
- Krikelis, V., Spyrou, N., Makoulatos, P. et Serie, C. (1984) Seasonal distribution of enteroviruses and adenoviruses in domestic sewage. *Can. J. Microbiol.*, 31: 24–25.
- Law, I.B. (1996) Rouse Hill — Australia's first full scale domestic non-potable reuse application. *Water Sci. Technol.*, 33(10–11): 71–78.
- Lazarova, V., Hills, S. et Birks, R. (2003) Using recycled water for non-potable, urban uses: a review with particular reference to toilet flushing. *Water Sci. Technol. Water Supply*, 3(4): 69–77.
- Lopman, B.A., Reacher, M.H., van Duynhoven, Y., Hanon, F.-X., Brown, D. et Koopmans, M. (2003) Viral gastroenteritis outbreaks in Europe, 1995–2000. *Emerg. Infect. Dis.* (serial online) 9(1): 90–96. Disponible à : www.cdc.gov/ncidod/EID/vol9no1/02-0184.htm.
- Loret, J.-F., Robert, S., Castel, N., Charles, P., Deveuguele, S. et Dumoutier, N. (2005) Application of quantitative microbiological risk assessment to drinking water production and distribution. The European Project “Microrisk.” Dans : *Water Quality and Technology Conference Proceedings*, 6–10 novembre 2005, Québec, Québec. American Water Works Association, Denver, CO.
- Marsalek, J., Schaefer, K., Exall, K., Brannen, L. et Aidun, B. (2002) Water reuse and recycling. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, Manitoba. 39 pp. (CCME Linking Water Science to Policy Workshop Series Report No. 3).
- Maunula, L., Miettinen, I. et von Bonsdorff, C.-H. (2005) Norovirus outbreaks from drinking water. *Emerg. Infect. Dis.* (serial online) 11(11): 1715–1721. Disponible à : www.cdc.gov/ncidod/eid/vol11no11/05-0487.htm.

Recommandations canadiennes sur les eaux domestiques recyclées (janvier 2010)

- Mons, M.N., van der Wielen, J.M.L., Sinclair, M.I., Hulshof, K.F.A.M., Dangendorf, F., Hunter, P.R. et Medema, G.J. (2005) Estimation of the consumption of cold tap water for microbiological risk assessment: an overview of studies and statistical analysis of data. Kiwa NV, Water Research, Nieuwegein, Pays-Bas (BTO 2005-032).
- Murray, C.J.L. et Lopez, A.D. (eds.) (1996) The global burden of disease: a comprehensive assessment of mortality and disability from disease, injury and risk factors in 1990 and projected to 2020. World Health Organization/ Harvard University Press (Global Burden of Disease and Injury Series, Vol. 1).
- NHMRC/NRMMC (2004) Australian drinking water guidelines. National Health and Medical Research Council and Natural Resource Management Ministerial Council, Australian Government.
- Ni, C.H., Chen, J.N., Tsai, Y.C., Chen, T.K., Chen, W.B. et Chen, C.H. (2003) Recycling and reuse of wastewater from a new-developed community using sand filtration, ultrafiltration, and ozonation. *J. Environ. Sci. Health A Toxicol. Hazard. Subst. Environ. Eng.*, 38(10): 2339–2348.
- NOWRA (2004) NOWRA Model Performance Code Committee — Code language draft 8 with appendices. National Onsite Wastewater Recycling Association, Inc., Santa Cruz, CA. Disponible à : www.nowra.org/?p=242.
- NRMMC-EPHC (2006) Australian guidelines for water recycling: Managing health and environmental risks (Phase 1). Natural Resource Management Ministerial Council, Environment Protection and Heritage Council, Australian Health Ministers Conference, Adelaide, Australie. Disponible à : www.ephc.gov.au/taxonomy/term/39.
- NSW (2005) Domestic greywater treatment systems accreditation guidelines. NSW Health Department, New South Wales Government, Sydney, Australie. Disponible à : www.health.nsw.gov.au/resources/publichealth/environment/water/pdf/greywater.pdf.
- NSW (2008) Interim NSW guidelines for management of private recycled water schemes. Department of Water and Energy, New South Wales Government, Sydney, Australie.
- Nwachuku, N., Gerba, C.P., Oswald, A. et Mashadi, F.D. (2005) Comparative inactivation of adenovirus serotypes by UV light disinfection. *Appl. Environ. Microbiol.*, 71(9): 5633–5636.
- O'Connor, D.R. (2002). Première partie : Rapport de la commission d'enquête sur Walkerton : les événements de mai 2000 et les questions connexes, Ministère du Procureur général de l'Ontario.
- Olivieri, A.W., Eisenberg, D.M., Soller, J.A., Suffet, I.H., Froines, J., Cooper, R.C. et Gagliardo, P.F. (1998) Comparative chemical risk assessment of repurified water from an advanced water treatment facility and a raw drinking water supply. Dans : *Water Reuse '98 Conference Proceedings*. American Water Works Association, Denver, CO. pp. 135–147.
- Ongerth, J. et Khan, S. (2004) Drug residuals: how xenobiotics can affect water supply sources. *J. Am. Water Works Assoc.*, 96(5): 94–101.
- OMS (2004). Directives de qualité de l'eau de boisson, troisième édition. V.1. Organisation mondiale de la santé, Genève, Suisse. 487 pp.
- Ottosson, J. (2002) Faecal contamination of greywater — assessing the treatment required for hygienically safe reuse or discharge. Paper presented at the 2nd International Symposium on Ecological Sanitation, April 7–11, Lübeck, Allemagne. Disponible à : www.urbanwater.org/file/dyn/00000m/2700m/2721i/jacoblybeck.pdf.
- Ottosson, J. et Stenstrom, T.A. (2003) Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Res.*, 37: 645–655.
- Payment, P., Plante, R. et Cejka, P. (2001) Removal of indicator bacteria, human enteric viruses, *Giardia* cysts, and *Cryptosporidium* oocysts at a large wastewater primary treatment facility. *Can. J. Microbiol.*, 47: 188–193.

Recommandations canadiennes sur les eaux domestiques recyclées (janvier 2010)

- Radcliffe, J.C. (2004) Water recycling in Australia — May 2004. Australian Academy of Technological Sciences and Engineering, Parkville, Victoria, Australie. Disponible à : www.atse.org.au/index.php?sectionid=597.
- Rebhun, M., Heller-Grossman, L. et Manka, J. (1997) Formation of disinfection byproducts during chlorination of secondary effluent and renovated water. *Water Environ.*, 69: 1154–1162.
- Rook, J.J. (1974) Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Proc. Soc. Water Treatment Exam.*, 23: 234–243.
- Rose, J.B., Haas, C.N. et Regli, S. (1991) Risk assessment and control of waterborne giardiasis. *Am. J. Public Health*, 81(6): 709–713.
- Rose, J.B., Dickson, L.J., Farrah, S.R. et Carnahan, R.P. (1996) Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a full-scale water reclamation facility. *Water Res.*, 30(11): 2785–2797.
- Rose, J.B., Farrah, S., Harwood, V.J., Levine, A.D., Lukasik, J., Menendez, J. et Scott, T.M. (2004) Reduction of pathogens, indicator bacteria and alternative indicators by wastewater treatment and reclamation processes. Water Environment Research Foundation/International Water Association (Rapport final 00-PUM-2T).
- Santé Canada (2004a). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : documentation à l'appui – Les virus entériques, Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/enteric-enterovirus/index-fra.php
- Santé Canada (2004b). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : documentation à l'appui – Les protozoaires : la *Giardia* et le *Cryptosporidium*, Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/protozoa/index-fra.php
- Santé Canada (2006). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada : document technique - Les trihalométhanes. Bureau de la qualité de l'eau et de la santé, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs, Santé Canada, Ottawa, Ontario. Disponible à : www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/trihalomethanes/index-fra.php
- Schaub, S.A. et Oshiro, R.K. (2000) Public health concerns about caliciviruses as waterborne contaminants. *J. Infect. Dis.*, 181(Suppl. 2): S374–S380.
- SCHL (1997) Obstacles posés par la réglementation à la réutilisation de l'eau locale. Préparé par l'Association canadienne des eaux potables et usées pour la Société canadienne d'hypothèques et de logement. Société canadienne d'hypothèque et de logement, Ottawa, Ontario.
- SCHL (2009) L'eau et le logement. Société canadienne d'hypothèque et de logement, Ottawa, Ontario. Disponible à : www.cmhc.ca/fr/prin/dedu/ealo/index.cfm (consulté le 14 sept. 2009)
- Scott, T.T., McLaughlin, M.R., Harwood, V.J., Chicukula, V., Levine, A., Gennaccaro, A., Lucasik, J., Farrah, S.R. et Rose, J.B. (2003) Reduction of pathogens, indicator bacteria and alternative indicators by wastewater treatment and reclamation processes. *Water Sci. Technol. Water Supply*, 3(4): 247–252.
- Snyder, S.A., Wert, E.C., Lei, H., Westernhoff, P. et Yoon, Y. (2007) Removal of EDCs and pharmaceuticals in drinking and reuse treatment processes. Awwa Research Foundation, Denver, CO.
- Storey, M.V. et Ashbolt, N.J. (2003) A risk model for enteric virus accumulation and release from recycled water distribution pipe biofilms. *Water Supply*, 3(3): 93–100.

Recommandations canadiennes sur les eaux domestiques recyclées (janvier 2010)

- Strachan, N.J.C., Doyle, M.P., Kasuga, F., Rotariu, O. et Ogden, I.D. (2005) Dose response modelling of *Escherichia coli* O157 incorporating data from foodborne and environmental outbreaks. *Int. J. Food Microbiol.*, 103: 35–47.
- Teunis, P., Chappell, C.P. et Okhuysen, P.C. (2002) *Cryptosporidium* dose studies: variation between isolates. *Risk Anal.*, 22(1): 175–183.
- Teunis, P., Takumi, K. et Shinagawa, K. (2004) Dose–response for infection by *Escherichia coli* O157:H7 from outbreak data. *Risk Anal.*, 24(2): 401–407.
- Toze, S. (2004) Literature review on the fate of viruses and other pathogens and health risks in non-potable reuse of stormwater and reclaimed water. Australian Water Conservation and Reuse Research Program, Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation.
- Trevett, A.F., Carter, R.C. et Tyrrel, S.F. (2005) The importance of domestic water quality management in the context of faecal–oral disease transmission. *J. Water Health*, 3: 259–270.
- U.S. EPA (1999) Alternative disinfectants and oxidants guidance manual. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (EPA 815-R-99-014).
- U.S. EPA (2004) Guidelines for water reuse. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Disponible à : www.epa.gov/ttbnmrl/.
- U.S. EPA (2005) Handbook for managing onsite and clustered (decentralized) wastewater treatment systems. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Décembre (EPA No. 832-B-05-001). Disponible à : http://cfpub.epa.gov/owm/septic/septic.cfm?page_id=268.
- U.S. EPA (2006a) National primary drinking water regulations: Long term 2 enhanced surface water treatment; final rule. *Fed. Regist.*, 71(3): 707.
- U.S. EPA (2006b) Ultraviolet disinfection guidance manual for the final Long Term 2 Enhanced Surface Water Treatment Rule. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC (EPA 815-R-06-007). Disponible à : http://epa.gov/ogwdw000/disinfection/lt2/pdfs/guide_lt2_uvguidance.pdf.
- WC/DHWA/DEWA (2005) Code of practice for the reuse of greywater in Western Australia — January 2005. Water Corporation, Department of Health of Western Australia, Department of Environment of Western Australia. 52 pp.
- Wells, M.J.M., Keith, L.H., Jones-Lepp, T. et Daughton, C. (2004) Environmental aspects of pharmaceuticals and personal care products. Symposia papers, American Chemical Society, August 22–26, 2004, Philadelphia, PA.
- Westrell, T., Bergstedt, O., Stenstrom, T.A. et Ashbolt, N.J. (2003) A theoretical approach to assess microbial risks due to failures in drinking water systems. *Int. J. Environ. Health Res.*, 13(2): 181–197.
- Westrell, T., Schonning, C., Stenstrom, T.A. et Ashbolt, N.J. (2004a) QMRA (quantitative microbial risk assessment) and HACCP (hazard analysis and critical control points) for management of pathogens in wastewater and sewage sludge treatment and reuse. *Water Sci. Technol.*, 50(2): 23–30.
- Westrell, T., Andersson, Y. et Stenström, T.A. (2004b) Drinking water consumption patterns in Sweden. Swedish Institute for Infectious Disease Control.
- Wyman, J.B., Heaton, K.W., Manning, A.P. et Wicks, A.C.B. (1978) Variability of colonic function in health subjects. *Gut*, 19: 146–150.

Recommandations canadiennes sur les eaux domestiques recyclées (janvier 2010)

Yates, M. et Gerba, C. (1998) Microbial considerations in wastewater reclamation and reuse. In: Wastewater reclamation and reuse. T. Asano (ed.). Technomic Publishing Co., Lancaster, PA. pp. 437–487 (Water Quality Management Library Vol. 10).

Ying, G., Kookanai, R. et Waite, T.D. (2003) Endocrine disrupting chemicals and pharmaceutical and personal care products in reclaimed water in Australia. Australian Water Conservation and Reuse Research Program. 35 pp.

York, D.W. et Walker-Coleman, L. (2000) Pathogen standards for reclaimed water. *Water Environ. Technol.*, 12(1): 58–61.

York, D.W., Walker-Coleman, L., Williams, L. et Menendez, P. (2003) Monitoring for protozoan pathogens in reclaimed water: Florida's requirements and experience. Report for "Use it again Florida!" Disponible à : www.dep.state.fl.us/water/reuse/docs/protozoan.pdf.