

DIRECTIVES OMS POUR
**L'UTILISATION SANS RISQUE
DES EAUX USÉES, DES EXCRETA
ET DES EAUX MÉNAGÈRES**

VOLUME IV
*UTILISATION DES EXCRETA ET DES
EAUX MÉNAGÈRES EN AGRICULTURE*



Organisation
mondiale de la Santé



PNUE

Programme des Nations Unies
pour le Développement



**DIRECTIVES OMS POUR L'UTILISATION SANS
RISQUE DES EAUX USÉES, DES EXCRETA
ET DES EAUX MÉNAGÈRES**

**Volume IV
Utilisation des excreta et des eaux
ménagères en agriculture**



**Organisation
mondiale de la Santé**

Catalogage à la source : Bibliothèque de l'OMS

Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères.

v. I Considérations d'ordre politique et réglementaire – v. II Utilisation des eaux usées en agriculture – v. III Utilisation des eaux usées et des excreta en aquaculture – v. IV Utilisation des excreta et des eaux ménagères en agriculture.

1. Alimentation en eau – législation. 2. Agriculture. 3. Aquaculture.
5. Eaux usées 6. Recommandations comme sujet. I. Organisation mondiale de la Santé.

ISBN 978 92 4 254686 6 (set) (Classification NLM : WA 675)
ISBN 978 92 4 254682 8 (vol. I)
ISBN 978 92 4 254683 5 (vol. II)
ISBN 978 92 4 254684 2 (vol. III)
ISBN 978 92 4 254685 9 (vol. IV)

© Organisation mondiale de la Santé 2012

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

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

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

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

SOMMAIRE

Liste des sigles et abréviations	vi
Avant-propos	vii
Remerciements	ix
Résumé d'orientation	xiii
1 Introduction	1
1.1 Objectifs et considérations générales.....	1
1.2 Public cible et définitions.....	3
1.3 Directives internationales et normes nationales	4
1.3.1 Normes nationales.....	4
1.3.2 Exportation de produits alimentaires	4
1.4 Facteurs affectant la durabilité des mesures d'assainissement.....	5
1.4.1 Santé et hygiène	5
1.4.2 Gestion des ressources et de l'environnement	5
1.4.3 Aspects économiques	6
1.4.4 Aspects socioculturels.....	6
1.4.5 Fonctionnement des équipements	6
1.5 Facteurs incitatifs	7
1.5.1 Pénurie d'eau, stress hydrique et dégradation des ressources en eau	7
1.5.2 Augmentation de la population et production alimentaire.....	8
1.5.3 Les excreta et les eaux ménagères comme ressources.....	9
1.5.4 Objectifs du Millénaire pour le Développement	17
2 Le Cadre de Stockholm	21
2.1 Une approche harmonisée pour l'évaluation et la gestion des risques.....	21
2.2 Éléments du Cadre de Stockholm.....	21
2.3 Évaluation de l'exposition environnementale.....	21
2.4 Évaluation du risque sanitaire.....	24
2.5 Risque sanitaire admissible et objectifs liés à la santé.....	27
2.5.1 Risque admissible.....	27
2.5.2 Objectifs liés à la santé	28
2.6 Gestion des risques.....	29
2.7 État de la santé publique.....	30
3 Évaluation des risques sanitaires	33
3.1 Bénéfices pour la santé.....	33
3.2 Infections liées aux excreta.....	34
3.2.1 Agents pathogènes dans les fèces.....	36
3.2.2 Agents pathogènes dans l'urine	37
3.2.3 Agents pathogènes dans les eaux ménagères	41
3.3 Survie des agents pathogènes dans les fèces, l'urine et les eaux ménagères	42
3.3.1 Survie dans les fèces	42
3.3.2 Survie dans l'urine	44
3.3.3 Charge fécale et survie des pathogènes fécaux dans les eaux ménagères.....	46
3.4 Survie dans les sols et sur les cultures	49
3.5 Données épidémiologiques et résultats des évaluations de risques	50
3.6 Analyse quantitative du risque microbien	54
3.6.1 Exemple de calcul de risque dans le cas d'un système d'eaux ménagères.....	55

3.6.2	Exemple de calcul de risque pour la collecte et l'utilisation d'urine humaine recueillie par dérivation.....	57
3.6.3	Exemple de calcul de risque dans le cas d'excreta stockés, sans autre traitement	60
4	Objectifs liés à la santé	65
4.1	Type d'objectifs appliqués	66
4.2	Charge de morbidité admissible et objectifs liés à la santé	66
4.3	Objectifs de réduction microbienne	71
4.4	Surveillance/vérification.....	74
4.4.1	Traitement des excréta et des eaux ménagères.....	75
4.4.2	Autres mesures de protection de la santé	75
4.4.3	Les excréta dans les petits systèmes.....	76
4.4.4	Surveillance opérationnelle pour l'urine dans les grands et les petits systèmes.....	77
5	Mesures de protection de la santé	81
5.1	Considérations spécifiques pour la prévention de l'exposition lors de l'utilisation d'urine, de fèces et d'eaux ménagères	82
5.1.1	Prévention de l'exposition: principes généraux	83
5.1.2	Prévention de l'exposition sur les sites agricoles ou les sites d'utilisation	86
5.1.3	Prévention de l'exposition après la récolte.....	87
5.2	Mesures techniques	88
5.2.1	Systèmes d'assainissement sur site.....	88
5.2.2	Manutention et transport des excréta et des boues.....	98
5.2.3	Traitement des eaux-vannes et des boues de fosse septique / boues fécales	100
5.2.4	Eaux ménagères	104
6	Surveillance et évaluation du système.....	113
6.1	Fonctions de surveillance.....	113
6.2	Évaluation du système.....	114
6.3	Validation.....	116
6.4	Surveillance opérationnelle	116
6.5	Surveillance/vérification	117
6.6	Systèmes à petite échelle	120
6.7	Autres types de surveillance	121
7	Aspects socioculturels.....	123
7.1	Perceptions de l'utilisation des excréta et des eaux ménagères	123
7.2	Déterminants liés aux aliments	125
7.3	Changements de comportements et facteurs culturels.....	125
7.4	Aspects relatifs à la praticité et à la dignité humaine	127
7.5	Questions de genre dans l'utilisation des excréta et des eaux ménagères	128
8	Aspects environnementaux	133
8.1	Impacts sur les sols	133
8.1.1	Métaux.....	133
8.1.2	Composés organiques persistants.....	134
8.1.3	Salinisation	137
8.2	Impacts sur les étendues et cours d'eau.....	137

9 Considérations économiques et financières	141
9.1 Faisabilité économique.....	141
9.1.1 Analyse coûts/bénéfices	141
9.1.2 Coûts et bénéfices	142
9.1.3 Processus de prise de décision multi-objectifs.....	143
9.1.4 Exemples empiriques d'analyse des coûts pour les systèmes de valorisation	144
9.2 Faisabilité financière.....	146
9.3 Faisabilité commerciale.....	152
10 Aspects politiques	153
10.1 Politique.....	153
10.1.1 Politique internationale	154
10.1.2 Politiques nationales en matière d'utilisation des eaux ménagères et des excreta	155
10.1.3 Eaux ménagères et excreta dans la gestion intégrée des ressources en eau.....	156
10.2 Législation	156
10.2.1 Rôles et attributions institutionnels	157
10.2.2 Autres rôles et attributions.....	160
10.2.3 Droits d'accès.....	161
10.2.4 Régime foncier.....	161
10.2.5 Santé publique.....	161
10.3 Réglementation.....	164
10.4 Élaboration d'un cadre politique national.....	165
10.4.1 Définition des objectifs	165
10.4.2 Analyse du cadre politique existant.....	166
10.4.3 Élaboration de plans d'actions.....	167
10.4.4 Recherche.....	171
11 Planification et mise en œuvre	173
11.1 Adoption d'une démarche de planification appropriée.....	173
11.2 Planification d'un projet local: considérations spécifiques.....	176
11.2.1 Démarches participatives	176
11.2.2 Traitement.....	176
11.2.3 Restrictions relatives aux cultures	178
11.2.4 Épandage	178
11.2.5 Prévention de l'exposition humaine	178
11.2.6 Coûts.....	180
11.2.7 Aspects techniques.....	180
11.2.8 Services d'appui.....	181
11.2.9 Formation	181
Bibliographie	183
Annexe 1 Glossaire des termes utilisés dans les Directives	203

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

BF	Boues fécales
BKV	Polyomavirus BK
DALY	Année de vie corrigée de l'incapacité
DBO	Demande biochimique en oxygène
DBO _x	Demande biochimique en oxygène sur \times jours
DCO	Demande chimique en oxygène
DI ₅₀	Dose infectieuse médiane
EHEC	<i>E. coli</i> entérohémorragique
EIEC	<i>E. coli</i> entéro-invasif
EPEC	<i>E. coli</i> entéro-pathogène
ETEC	<i>E. coli</i> entérotoxigène
FAO	Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture
ISO	Organisation internationale de normalisation
JCV	Polyomavirus JC
OMC	Organisation mondiale du Commerce
OMS	Organisation mondiale de la Santé
OMD	Objectifs du Millénaire pour le Développement
PHAST	Participatory Hygiene and Sanitation Transformation (Transformation participative de l'hygiène et de l'assainissement)
P _{inf}	Probabilité d'infection
QMRA	Evaluation quantitative du risque microbien
SARAR	Self-esteem (confiance en soi), Associative strengths (forces associées), Resourcefulness (ingéniosité), Action-planning (planification de l'action), and Responsibility (responsabilité)
SIDA	Syndrome d'immunodéficience acquise
T ₉₀	Nombre de jours nécessaires pour une réduction décimale (90%) (réduction d'une unité logarithmique)
FVA	Fosse à ventilation améliorée
ufc	Unités formant colonie
VU	Unité virale
VIH	Virus de l'immunodéficience humaine
WSSCC	Water Supply and Sanitation Collaborative Council (Conseil de Coopération pour l'Assainissement et l'Approvisionnement en Eau)

AVANT-PROPOS

Le 8 septembre 2000, l'Assemblée générale des Nations Unies adoptait les Objectifs du Millénaire pour le Développement (OMD). Les OMD les plus directement liés à l'utilisation d'excreta et d'eaux ménagères en agriculture sont les objectifs n° 1 « Réduire l'extrême pauvreté et la faim » et n° 7 « Assurer un environnement durable ». L'utilisation agricole d'excreta et d'eaux ménagères peut aider les communautés à produire plus de denrées alimentaires et à tirer parti de ressources précieuses en eau et en nutriments. Cette utilisation doit cependant être exempte de risque, pour que la santé publique et l'environnement en bénéficient pleinement.

Pour protéger la santé publique et inciter à un usage rationnel des eaux usées et des excreta dans l'agriculture et l'aquaculture, l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) a publié en 1973 des recommandations relatives à l'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture, sous le titre *La réutilisation des effluents : méthodes de traitement des eaux usées et mesures de protection sanitaire* (OMS, 1973). Une revue complète des études épidémiologiques et des données disponibles a conduit en 1989 à actualiser ces recommandations sous le titre *Guide pour l'utilisation sans risque des eaux résiduelles et des excreta en agriculture et aquaculture – Mesures pour la protection de la santé publique* (OMS, 1991). Ces recommandations ont eu un impact considérable et de nombreux pays les ont adoptées pour les appliquer ou les adapter à leurs pratiques en matière d'utilisation des eaux usées et des excreta.

Les méthodes d'utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères en agriculture suscitent un intérêt croissant, car elles permettent d'associer le recyclage de l'eau et des nutriments à un renforcement de la sécurité alimentaire des ménages et à une amélioration de la nutrition des plus démunis. Ce regain d'intérêt pour l'utilisation agricole des excreta et des eaux ménagères tient à la rareté de l'eau et au manque de disponibilité des nutriments, ainsi qu'à des préoccupations d'ordre sanitaire et environnemental. Une actualisation du Guide s'imposait pour tenir compte des données scientifiques récentes sur les agents pathogènes et les produits chimiques, mais aussi de facteurs tels que les changements démographiques, l'évolution des pratiques sanitaires, les progrès réalisés dans le domaine de l'évaluation des risques, les aspects sociaux/l'équité ou les pratiques socioculturelles. Il était nécessaire, en particulier, de réexaminer les données épidémiologiques et les données relatives à l'évaluation des risques.

Pour mieux répondre aux besoins des différents publics cibles, cette troisième édition, intitulée *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères*, est présentée en quatre volumes : *Volume I : Considérations d'ordre politique et réglementaire*, *Volume II : Utilisation des eaux usées en agriculture*, *Volume III : Utilisation des eaux usées et des excreta en aquaculture* et *Volume IV : Utilisation des excreta et des eaux ménagères en agriculture*.

Les recommandations de l'OMS sur les questions liées à l'eau reposent sur un consensus scientifique et sur une sélection des meilleures données disponibles. Un grand nombre d'experts ont participé à leur élaboration. Les *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères* ont pour objet de protéger la santé des agriculteurs et de leurs familles, des communautés locales, et des consommateurs des produits cultivés. Elles sont destinées à être adaptées pour tenir compte des facteurs socioculturels, économiques et environnementaux propres à chaque pays. Lorsque les Directives traitent d'aspects techniques – le traitement des excreta et des eaux ménagères, par exemple – les solutions les plus accessibles et les plus faciles à mettre en œuvre (d'un point de vue tant technique qu'économique) sont expressément signalées, mais le recours à d'autres méthodes n'est nullement exclu. Des normes trop strictes, difficilement applicables sur la durée, pourraient conduire, paradoxalement, à

une moindre protection sanitaire: considérées comme inatteignables dans un contexte donné, elles risqueraient d'être purement et simplement ignorées. C'est pourquoi les Directives privilégient une démarche globale visant à assurer à la fois un bénéfice maximal pour la santé publique et une valorisation optimale des ressources.

À l'issue d'une réunion d'experts qui s'est tenue à Stockholm, en Suède, l'OMS a publié un document intitulé *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease* (Fewtrell & Bartram, 2001). Ce document offre un cadre harmonisé pour l'élaboration de recommandations et de normes relatives aux dangers microbiens liés à l'eau. Ce cadre prévoit l'évaluation des risques pour la santé préalablement à la fixation d'objectifs sanitaires, la définition des principales démarches de prévention à mettre en œuvre, et l'évaluation de l'impact de ces démarches conjointes sur l'état de la santé publique. Il s'agit d'un cadre flexible permettant aux pays de prendre en compte les risques sanitaires pouvant résulter des expositions microbiennes liées à l'eau de boisson et des expositions par contact avec l'eau dans un cadre récréatif ou professionnel. Il importe, dans cette optique, de replacer les risques sanitaires résultant de l'utilisation agricole des excreta et des eaux ménagères dans le contexte de la charge globale de morbidité affectant la population concernée.

Le présent volume des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères* fournit des données sur l'évaluation et la gestion des risques associés aux dangers microbiens. Il expose les exigences applicables pour une utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères en agriculture, en termes notamment de procédures minimales et d'objectifs spécifiques liés à la santé, et décrit les modalités d'application de ces exigences. Les démarches adoptées dans l'établissement des recommandations et des objectifs sanitaires, en particulier, sont également décrites dans ce volume, qui comporte une révision substantielle des approches relatives à la sécurité microbienne.

Cette version des Directives remplace les versions précédentes (de 1973 et 1989). Elle est considérée comme représentant la position du système des Nations Unies sur les questions relatives à la protection de la santé dans l'utilisation des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères, formulée par UN-Water, l'organisme coordonnateur des 24 agences et programmes des Nations Unies concernés par les problèmes liés à l'eau. Elle prolonge et actualise les concepts, démarches et informations présentés dans les précédentes éditions et apporte des informations complémentaires sur les points suivants, notamment :

- charge globale de maladies transmises par l'eau au sein d'une population et mécanismes par lesquels l'utilisation des excreta et des eaux ménagères en agriculture peut contribuer à cette charge ;
- Cadre de Stockholm pour l'élaboration de recommandations relatives à l'eau et la définition d'objectifs liés à la santé ;
- analyse des risques ;
- stratégies de gestion des risques, comprenant l'évaluation quantitative de différentes mesures de protection sanitaire ;
- stratégies de mise en œuvre des recommandations.

Cette version révisée des Directives sera utile à tous ceux qui sont confrontés à des questions ayant trait à l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères, à la santé publique et à la gestion de l'eau et des déchets, qu'il s'agisse des experts, formateurs, chercheurs, ingénieurs ou décideurs intervenant dans le domaine de l'environnement et de la santé publique, ou des acteurs de la normalisation et de la réglementation.

REMERCIEMENTS

L'Organisation mondiale de la Santé (OMS) souhaite exprimer sa gratitude à tous ceux dont les efforts ont permis la publication de ces *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères, Volume IV: Utilisation des excréta et des eaux ménagères en agriculture*, en particulier le Dr Jamie Bartram (Coordonnateur du Département Eau, Assainissement et Santé de l'OMS, à Genève), M. Richard Carr (Responsable technique au Département Eau, Assainissement et Santé de l'OMS, à Genève) et le Dr Thor Axel Stenström (Chef du Département Microbiologie de l'eau et de l'environnement, Institut suédois de lutte contre les maladies infectieuses, Stockholm), qui ont coordonné la préparation de ce volume.

Un groupe international d'experts a fourni les éléments nécessaires et participé à la rédaction et à la révision du Volume IV des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères*. De nombreuses personnes ont contribué, directement ou à travers des activités connexes, à chacun des chapitres de cet ouvrage. L'OMS remercie pour leur contribution¹ à l'élaboration des Directives :

Mohammad Abed Aziz Al-Rasheed, Ministère de la Santé, Amman, Jordanie
Saqr Al Salem, Centre régional OMS pour les activités relatives à l'hygiène de l'environnement, Amman, Jordanie
John Anderson, New South Wales Department of Public Works & Services, Sydney, Australie
Andreas Angelakis, Fondation nationale pour la recherche en agriculture, Institut d'Héraklion, Héraklion, Grèce
Takashi Asano, University of California at Davis, Davis, Californie, États-Unis d'Amérique
Nicholas Ashbolt,* University of New South Wales, Sydney, Australie
Lorimer Mark Austin,* Council for Scientific and Industrial Research, Pretoria, Afrique du Sud
Ali Akbar Azimi, Université de Téhéran, Téhéran, Iran
Javed Aziz, University of Engineering & Technology, Lahore, Pakistan
Akiça Bahri, Institut national de recherche en Génie rural, Eau et Forêt, Ariana, Tunisie
Mohamed Bazza, Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Le Caire, Egypte
Ursula Blumenthal,* London School of Hygiene and Tropical Medicine, Londres, Royaume-Uni
Jean Bontoux, Université de Montpellier, Montpellier, France
Laurent Bontoux, Commission européenne, Bruxelles, Belgique
Robert Bos, OMS, Genève, Suisse
Patrik Bracken,* Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), Eschborn, Allemagne
François Brissaud, Université de Montpellier II, Montpellier, France
Stephanie Buechler, International Water Management Institute, Pantancheru, Andhra Pradesh, Inde
Paulina Cervantes-Olivier, Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail, Maisons Alfort, France

¹ La présence d'un astérisque (*) signale une contribution importante à la rédaction de l'ouvrage.

Andrew Chang, University of California at Riverside, Riverside, Californie, États-Unis d'Amérique

Guéladio Cissé, Centre suisse de Recherche scientifique, Abidjan, Côte d'Ivoire

Joseph Cotruvo, J. Cotruvo & Associates, Washington, DC, États-Unis d'Amérique

Brian Crathorne, RWE Thames Water, Reading, Royaume-Uni

David Cunliffe, Environmental Health Service, Adelaïde, Australie

Anders Dalsgaard, Royal Veterinary and Agricultural University, Frederiksberg, Danemark

Gayathri Devi, International Water Management Institute, Andhra Pradesh, Inde

Jan Olof Drangert,* Université de Linköping, Suède

Pay Drechsel, International Water Management Institute, Accra, Ghana

Bruce Durham, Veolia Water Systems, Derbyshire, Royaume-Uni

Peter Edwards, Institut asiatique de technologie, Klong Luang, Thaïlande

Dirk Engels, OMS, Genève, Suisse

Badri Fattal, Université hébraïque de Jérusalem, Jérusalem, Israël

John Fawell, Consultant indépendant, Flackwell Heath, Royaume-Uni

Pinchas Fine, Institute of Soil, Water and Environmental Sciences, Bet-Dagan, Israël

Jay Fleisher, Nova Southeastern University, Fort Lauderdale, Floride, États-Unis d'Amérique

Yanfen Fu, National Centre for Rural Water Supply Technical Guidance, Pékin, République populaire de Chine

Yaya Ganou, Ministère de la Santé, Ouagadougou, Burkina Faso

Alan Godfrey, United Utilities Water, Warrington, Royaume-Uni

Maria Isabel Gonzalez Gonzalez, National Institute of Hygiene, Epidemiology and Microbiology, La Havane, Cuba

Cagatay Guler, Université Hacettepe, Ankara, Turquie

Gary Hartz, Directeur, Indian Health Service, Rockville, Maryland, États-Unis d'Amérique

Paul Heaton, Power and Water Corporation, Darwin, Territoire du Nord, Australie

Ivanildo Hespanhol, Université de São Paulo, São Paulo, Brésil

José Hueb, OMS, Genève, Suisse

Petter Jenssen,* Université des sciences de la vie, Aas, Norvège

Blanca Jiménez, Université nationale autonome de Mexico, Mexico, Mexique

Jean-François Junger, Commission européenne, Bruxelles, Belgique

Ioannis K. Kalavrouziotis, Université d'Ioannina, Agrinio, Grèce

Peter Kolsky, Banque mondiale, Washington, DC, États-Unis d'Amérique

Doulaye Koné,* Institut fédéral pour les sciences et les technologies de l'environnement, Suisse (EAWAG)/Département Eau et assainissement dans les pays en développement (SANDEC), Dübendorf, Suisse

Sasha Koo-Oshima, Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture, Rome, Italie

Elisabeth Kvarnström, * Verna Ecology Inc., Stockholm, Suède

Alice Sipiyan Lakati, Department of Environmental Health, Nairobi, Kenya

Valentina Lazarova, Services ONDEO, Le Pecq, France

Pascal Magoarou, Commission européenne, Bruxelles, Belgique

Duncan Mara,* University of Leeds, Leeds, Royaume-Uni

Gerardo Mogol, Département de la Santé, Manille, Philippines

Gerald Moy, OMS, Genève, Suisse

Rafael Mujeriego, Université technique de Catalogne, Barcelone, Espagne
Constantino Nurizzo, Politecnico di Milano, Milan, Italie
Gideon Oron, Université Ben Gourion du Négev, Kiryat Sde-Boker, Israël
Mohamed Ouahdi, Ministère de la Santé et de la Population, Alger, Algérie
Albert Page, University of California at Riverside, Riverside, Californie, États-Unis
d'Amérique
Genxing Pan, Université agricole de Nanjing, Nanjing, République populaire de
Chine
Nikolaos Paranychianakis, Fondation nationale pour la recherche agricole, Institut
d'Héraklion, Héraklion, Grèce
Martin Parkes, North China College of Water Conservancy and Hydropower, Zheng-
zhou, Henan, République populaire de Chine
Anne Peasey, Imperial College (auparavant à la London School of Hygiene and
Tropical Medicine), Londres, Royaume-Uni
Susan Petterson,* University of New South Wales, Sydney, Australie
Liqa Raschid-Sally, International Water Management Institute, Accra, Ghana
Anna Richert-Stinzing,* Verna Ecology Inc., Stockholm, Suède
Kerstin Röske, Institut de médecine, de microbiologie et d'hygiène, Dresde,
Allemagne
Lorenzo Savioli, OMS, Genève, Suisse
Jørgen Schlundt, OMS, Genève, Suisse
Caroline Schönning,* Institut suédois pour la lutte contre les maladies infectieuses,
Stockholm, Suède
Janine Schwartzbrod, Université de Nancy, Nancy, France
Louis Schwartzbrod, Université de Nancy, Nancy, France
Natalia Shapirova, Ministère de la Santé, Tachkent, Ouzbékistan
Hillel Shuval, Université hébraïque de Jérusalem, Jérusalem, Israël
Martin Strauss,* Institut fédéral pour les sciences et les technologies de
l'environnement, Suisse (EAWAG)/Département Eau et assainissement dans les
pays en développement (SANDEC), Dübendorf, Suisse
Ted Thairs, EUREAU Working Group on Wastewater Reuse (ancien Secrétaire),
Herefordshire, Royaume-Uni
Terrence Thompson, Bureau régional OMS du Pacifique occidental, Manille,
Philippines
Sarah Tibatemwa, National Water & Sewerage Corporation, Kampala, Ouganda
Andrea Tilche, Commission européenne, Bruxelles, Belgique
Mwakio P. Tole, Kenyatta University, Nairobi, Kenya
Francisco Torrella, Université de Murcia, Murcia, Espagne
Hajime Toyofuku, OMS, Genève, Suisse
Wim van der Hoek, consultant indépendant, Landsmeer, Pays-Bas
Johan Verink, ICY Waste Water & Energy, Hanovre, Allemagne
Marcos von Sperling, Université fédérale de Minas Gerais, Belo Horizonte, Brésil
Christine Werner,* Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ),
Eschborn, Allemagne
Steve White, RWE Thames Water, Reading, Royaume-Uni

Nos remerciements vont aussi à Marla Sheffer pour l'édition du texte complet de ces Directives, à Windy Prohom et à Colette Desigaud pour leur aide dans l'administration du projet et à Peter Gosling, qui a joué le rôle de rapporteur lors de la dernière réunion

de révision des *Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères*, à Genève, qui a permis de finaliser cette troisième édition.

Nous n'aurions pu réaliser ces Directives sans le soutien généreux du ministère du Développement international du Royaume-Uni, de l'Agence suédoise de Coopération internationale pour le Développement (Sida) par l'intermédiaire de l'Institut de Stockholm pour l'environnement, du ministère des Affaires étrangères de Norvège, de la Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) et du ministère des Affaires étrangères des Pays-Bas (DGIS) par l'intermédiaire de WASTE (conseillers en environnement et développement urbain).

RÉSUMÉ D'ORIENTATION

Le présent volume des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères* de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS) fait le point sur les connaissances en matière d'utilisation des excréta et des eaux ménagères en agriculture, et d'impact de ces pratiques sur la santé des consommateurs, des travailleurs et de leurs familles et des communautés locales. Pour chaque groupe exposé, les dangers pour la santé sont identifiés et des mesures de protection sanitaire visant à réduire les risques sont proposées.

L'objectif principal des Directives est de contribuer à une protection optimale de la santé publique et à la valorisation de ressources importantes. Le présent volume a pour objet de rendre l'utilisation agricole des excréta et des eaux ménagères aussi sûre que possible, afin que la contribution de cette pratique à l'amélioration de la nutrition et de la sécurité alimentaire des ménages bénéficie à l'ensemble des populations concernées. Les effets préjudiciables pour la santé pouvant résulter de l'utilisation agricole d'excréta et d'eaux ménagères doivent donc être soigneusement pesés au regard des bénéfices sanitaires et environnementaux. Il ne s'agit pas pour autant d'un simple arbitrage. Quelle que puisse être la contribution des excréta et des eaux ménagères à la sécurité alimentaire et à l'état nutritionnel des populations, il est primordial d'identifier les dangers liés à leur utilisation, d'évaluer les risques pour les groupes vulnérables et de définir des mesures visant à réduire ces risques.

Ce volume est destiné à servir de base à la définition d'approches internationales et nationales et à l'élaboration de normes et de réglementations permettant de gérer les risques sanitaires résultant des dangers associés à l'utilisation des excréta et des eaux ménagères en agriculture, et à fournir un cadre pour la prise de décision aux niveaux national et local.

Il s'applique avant tout à l'usage intentionnel des excréta et des eaux ménagères en agriculture, mais devrait être transposable aux utilisations non délibérées.

Les Directives proposent un cadre pour une gestion préventive et intégrée de la sécurité, s'appliquant depuis le point de génération des excréta et des eaux ménagères, au niveau des ménages, jusqu'à la consommation des produits cultivés en utilisant des excréta traités comme fertilisants ou des eaux ménagères traitées pour l'irrigation. Elles exposent les exigences minimales raisonnablement applicables et les bonnes pratiques visant à protéger la santé des personnes lors de l'utilisation d'excréta ou d'eaux ménagères traités dans l'agriculture, ou de la consommation des produits cultivés avec ces eaux ou ces excréta, et présentent les données utilisées pour formuler des objectifs en matière de santé. Ces exigences minimales et ces objectifs sanitaires ne sont pas conçus comme des limites contraignantes. La démarche adoptée par les autorités nationales ou locales pour la mise en œuvre des Directives et des objectifs sanitaires proposés peut varier selon le contexte social, culturel, environnemental ou économique local, et selon les données relatives aux voies d'exposition, à la nature et à la gravité des dangers, et à l'efficacité des mesures de protection sanitaire disponibles.

Cette version révisée des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères* sera utile à tous ceux qui sont confrontés à des questions ayant trait à la sécurité dans l'utilisation des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères, à la santé publique et à la gestion des ressources en eau et des eaux usées. Elle s'adresse notamment aux experts en santé publique, en agronomie ou en protection de l'environnement, aux professionnels de l'agriculture, aux formateurs, aux chercheurs, aux ingénieurs, aux décideurs, et aux acteurs de la normalisation et de la réglementation.

Introduction

Les systèmes classiques de tout-à-l'égout resteront pour longtemps encore la principale méthode d'assainissement. Sachant qu'à l'échelle mondiale, une fraction seulement des installations de traitement des eaux usées assurent une réduction optimale des niveaux de micro-organismes pathogènes, et que la majorité de la population, tant en milieu rural qu'en milieu urbain, n'est pas raccordée à un réseau centralisé de traitement des eaux usées, il importe de développer en parallèle des méthodes d'assainissement alternatives.

Le 8 septembre 2000, l'Assemblée générale des Nations Unies adoptait les objectifs du Millénaire pour le développement (OMD). Les OMD les plus directement liés à l'utilisation d'excreta et d'eaux ménagères en agriculture sont les objectifs n° 1 « Réduire l'extrême pauvreté et la faim » et n° 7 « Assurer un environnement durable ». En matière d'assainissement, l'objectif 7 prévoit de réduire de moitié d'ici à 2015 la proportion de ceux qui n'ont pas accès à un assainissement convenable. La séparation à la source, à l'échelle des ménages ou des collectivités, est l'une des solutions alternatives qui se développent de plus en plus largement pour répondre à cet objectif. Elle contribue aussi à prévenir la dégradation de l'environnement et à promouvoir la durabilité par le recyclage des nutriments présents dans les excreta humains.

Les facteurs incitant à utiliser de plus en plus largement les excreta et les eaux ménagères dans l'agriculture sont notamment les suivants :

- pénurie d'eau et stress hydrique croissants, et dégradation des ressources en eau de qualité résultant d'une élimination inadéquate des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères ;
- augmentation de la population, se traduisant par une demande croissante de produits alimentaires et de fibres ;
- reconnaissance accrue de la valeur des excreta et des eaux ménagères comme sources de nutriments ;
- OMD, en particulier objectifs visant à assurer la durabilité environnementale et à éliminer la pauvreté et la faim.

La compétition croissante entre zones agricoles et urbaines pour l'accès à une eau de qualité, particulièrement dans les régions arides, semi-arides et densément peuplées, accroîtra la pression sur cette ressource de plus en plus rare. C'est dans les zones urbaines et périurbaines des pays en développement que la population devrait augmenter le plus (Division de la Population des Nations Unies, 2002). L'augmentation de la population se traduira par une augmentation de la demande d'eau douce et des volumes de déchets rejetés dans l'environnement, ce qui aggravera encore la pollution des sources d'eau propre. La séparation à la source au niveau des ménages et l'utilisation en sécurité des excreta et des eaux ménagères dans l'agriculture contribueront à réduire ces pressions et aideront les collectivités à produire plus de denrées alimentaires tout en valorisant de précieuses ressources en eau et en nutriments. Autres avantages de l'utilisation comme fertilisants des nutriments provenant des excreta, ce « produit » est moins contaminé par les produits chimiques industriels que les eaux usées, et cette méthode permet d'économiser l'eau et de la conserver pour d'autres usages.

Ce volume met l'accent sur les applications à petite échelle, que ce soit dans les pays industrialisés ou dans les pays en développement.

Le Cadre de Stockholm

Le Cadre de Stockholm est une approche intégrée associant l'évaluation et la gestion des risques pour prévenir les maladies liées à l'eau. Il fournit un cadre harmonisé pour l'élaboration de recommandations et de normes sanitaires en matière de dangers microbiens liés à l'eau et à l'assainissement. Le Cadre de Stockholm prévoit l'évaluation des risques pour la santé comme préalable à l'établissement d'objectifs sanitaires et de valeurs guides, la définition des principales démarches de prévention à mettre en œuvre, et l'évaluation de l'impact de ces démarches conjointes sur la santé publique. Le Cadre de Stockholm constitue le cadre conceptuel des présentes Directives et des autres recommandations de l'OMS dans le domaine de l'eau.

Évaluation des risques pour la santé

L'évaluation des risques fait appel à trois types de démarches : les analyses microbiennes, les études épidémiologiques et l'évaluation quantitative du risque microbien (QMRA). Les fèces humaines contiennent divers agents pathogènes reflétant la prévalence des affections dans la population; seul un petit nombre d'espèces pathogènes peuvent en revanche être excrétées dans l'urine. Les risques résultant de l'utilisation de l'urine comme fertilisant et de l'utilisation des eaux ménagères pour l'irrigation sont liés à la contamination croisée par des matières fécales. Les données épidémiologiques pour l'évaluation des risques provenant des fèces, des boues fécales, de l'urine ou des eaux ménagères traitées sont rares et peu fiables, mais on dispose de très nombreuses données sur la matière fécale non traitée. Quant aux analyses microbiennes, elles sont parfois peu fiables pour l'évaluation prédictive des risques, en raison d'un dépérissement rapide d'organismes indicateurs comme *Escherichia coli* dans l'urine, qui conduit à sous-estimer les risques de transmission d'agents pathogènes. C'est parfois l'inverse qui se produit dans le cas des eaux ménagères, où la croissance de la bactérie indicatrice en présence de substances organiques facilement dégradables peut conduire à surestimer les risques. Du fait de ces limites, la QMRA reste la méthode de choix compte tenu du nombre d'organismes présentant des caractéristiques de transmission communes et de leur prévalence dans la population. Les facteurs pris en compte sont notamment les suivants :

- caractéristiques épidémiologiques (en particulier dose infectieuse, latence, hôtes et hôtes intermédiaires);
- persistance dans différents milieux hors de l'organisme humain (et potentiel de croissance);
- principales voies de transmission;
- efficacité relative des différents traitements barrières;
- mesures de gestion des risques.

Objectifs liés à la santé

Les objectifs liés à la santé définissent les niveaux de protection de la santé applicables pour chaque danger. Un objectif lié à la santé peut être basé sur une mesure standard de la maladie, comme l'année de vie corrigée de l'incapacité ou DALY (avec un niveau admissible de 10^{-6} DALY), ou sur un effet recherché, tel que la prévention de l'exposition aux agents pathogènes via les excreta et les eaux ménagères à chaque instant, depuis leur génération au niveau des ménages jusqu'à leur utilisation dans l'agriculture. Pour atteindre l'objectif, des mesures de protection sanitaire sont définies. En règle générale, la réalisation de l'objectif passe par la combinaison de diverses mesures de protection sanitaire, intervenant à différentes étapes du processus.

Tableau 1. Valeurs indicatives pour la surveillance/vérification dans les systèmes de traitement à grande échelle des eaux ménagères, des excréta et des boues fécales destinés à l'agriculture

	(Oufs d'helminthes (nombre pour 100 g de matière solide totale ou par litre)	<i>E. coli</i> (nombre pour 100 ml)
Fèces traitées et boues fécales	<1/g de matière solide	<1000/g de matière solide
Eaux ménagères destinées à :		
– l'irrigation restreinte	<1/litre	<10 ^{5a} <10 ⁶ admis en cas d'exposition limitée ou de recroissance probable
– l'irrigation sans restriction de produits consommés crus	<1/litre	<10 ³ <10 ⁴ admis dans le cas de plantes à feuilles hautes ou d'irrigation goutte à goutte

^a Ces valeurs sont acceptables en raison du fort potentiel de recroissance de *E. coli* et d'autres coliformes fécaux dans les eaux ménagères.

Tableau 2. Recommandations pour le traitement par stockage d'excreta et de boues fécales secs avant utilisation au niveau des ménages ou au niveau municipal^a

Traitement	Critères	Commentaire
Stockage ; température ambiante 2–20 °C	1,5–2 ans	Permet d'éliminer les pathogènes bactériens ; recroissance éventuelle d' <i>E. coli</i> et <i>Salmonella</i> en cas d'apport d'humidité ; virus et protozoaires parasites réduits en dessous des niveaux à risque. Certains œufs peuvent persister en petits nombres dans le sol.
Stockage ; température ambiante >20–35 °C	>1 an	Inactivation substantielle à totale des virus, bactéries et protozoaires ; inactivation des œufs de schistosome (<1 mois) ; inactivation des œufs de nématodes (vers ronds), ankylostomes, par exemple (<i>Ancylostoma/Necator</i>) et de trichocéphales (<i>Trichuris</i>) ; survie d'un certain pourcentage (10–30 %) d'œufs d' <i>Ascaris</i> (≥4 mois) ; une inactivation plus ou moins complète des œufs d' <i>Ascaris</i> est obtenue en 1 an (Strauss, 1985).
Traitement alcalin	pH >9 pendant >6 mois	Si la température est >35 °C et l'humidité <25 %, un pH bas et/ou la présence d'humidité dans la matière prolongera la durée nécessaire à l'inactivation absolue.

^a Pas d'addition de matière en cours de traitement.

Les objectifs sanitaires peuvent être atteints par différents type de traitements barrières ou de mesures de protection de la santé. Les barrières font référence à des mesures de surveillance/vérification, en particulier dans le cas des systèmes à grande échelle, comme le montrent les données du tableau 1 pour les excréta et les eaux ménagères. La surveillance/vérification n'est pas applicable à l'urine.

Les objectifs sanitaires peuvent aussi faire l'objet d'une surveillance opérationnelle couvrant par exemple le stockage comme mesure de traitement sur site, ou un traitement complémentaire hors site après la collecte. Le tableau 2 présente l'exemple des fèces provenant de systèmes à petite échelle.

Pour l'urine collectée, les critères de stockage applicables sont établis principalement à partir d'une compilation d'études portant sur l'évaluation des risques. Les données

Tableau 3 Durées de stockage recommandées pour les mélanges d'urine^a, d'après la teneur estimée en agents pathogènes^b, et types de cultures recommandés pour les grands systèmes^c

Température de stockage	Durée de stockage	Pathogènes potentiellement présents dans le mélange d'urine après stockage	Cultures recommandées
4	≥1 mois	Virus, protozoaires	Aliments et fourrages destinés à être transformés
4	≥6 mois	Virus	Aliments destinés à être transformés, fourrage ^d
20	≥1 mois	Virus	Aliments destinés à être transformés, fourrage ^d
20	≥6 mois	Probablement aucun	Tous types de cultures ^e

^a Urine, ou urine et eau. En cas de dilution, on suppose que le mélange d'urine a un pH d'au moins 8,8 et une concentration d'azote d'au moins 1 g/l.

^b Les bactéries Gram-positif et les bactéries sporulées ne sont pas prises en compte dans les évaluations de risques sous-tendant la démarche, mais ne sont pas normalement considérées comme induisant des infections à caractère préoccupant.

^c Un grand système, dans ce contexte, est un système où le mélange d'urine est utilisé pour fertiliser des cultures destinées à être consommées par des personnes autres que les membres du foyer dont les urines ont été collectées.

^d Sauf herbage destiné à la production de fourrage.

^e Pour les plantes destinées à être consommées crues, il est recommandé d'appliquer l'urine au moins un mois avant la récolte et de l'incorporer dans le sol si les parties comestibles poussent au-dessus de la surface du sol.

obtenues ont été transposées en recommandations opérationnelles visant à limiter le risque à un niveau inférieur à 10^{-6} DALY, compte tenu également des mesures de protection complémentaires. Les recommandations opérationnelles sont fondées sur une séparation de l'urine à la source (tableau 3). En cas de forte contamination fécale croisée, les durées de stockage recommandées peuvent être allongées. Si l'urine n'est utilisée comme fertilisant que pour la culture de produits destinés à la consommation du foyer, elle peut être utilisée directement, sans stockage. La probabilité de transmission de maladie attribuable au manque d'hygiène au sein du foyer est beaucoup plus élevée que la probabilité de transmission par l'urine utilisée comme fertilisant.

Pour tous les types d'excreta traités, des mesures de sécurité complémentaires sont nécessaires. Elles incluent par exemple une période de retrait recommandée d'une durée d'un mois entre l'épandage des excreta traités et la récolte (figure 1). La QMRA a permis d'établir que cette mesure se traduisait par une probabilité d'infection bien inférieure à 10^{-4} , ce qui correspond à un niveau de l'ordre de 10^{-6} DALY.

Mesures de protection de la santé

Une série de mesures de protection de la santé permettent de réduire les risques sanitaires pour les communautés locales, les travailleurs et leur famille et les consommateurs des produits fertilisés ou irrigués.

Les dangers associés à la consommation de produits fertilisés avec des excreta sont les agents pathogènes qu'ils contiennent. Le risque de maladies infectieuses est significativement réduit si les aliments sont manipulés et cuits de façon appropriée avant d'être mangés. Les mesures de protection sanitaire suivantes ont un impact sur la santé des consommateurs :

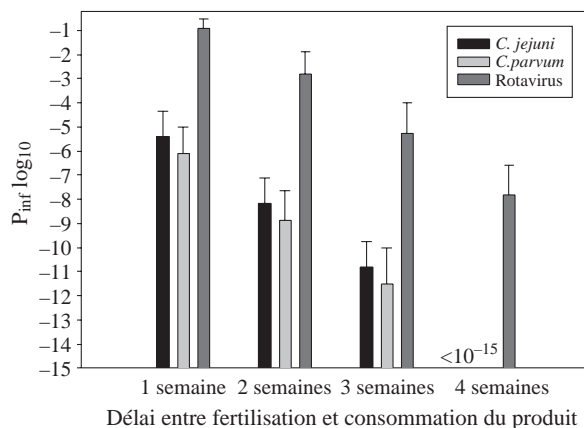


Figure 1

Probabilité moyenne d'infection par des agents pathogènes en cas d'ingestion de produits fertilisés avec de l'urine non stockée selon le délai entre fertilisation et consommation (P_{inf} = probabilité d'infection).

- traitement des excreta et des eaux ménagères ;
- restrictions relatives aux cultures ;
- respect d'une période de retrait permettant le dépérissement des agents pathogènes résiduels entre la fertilisation et la consommation ;
- pratiques d'hygiène lors de la manipulation et de la préparation des aliments ;
- promotion de la santé et de l'hygiène ;
- lavage, désinfection et cuisson des produits ;

Pour tous les types d'excreta traités, des mesures de sécurité complémentaires s'appliquent. Elles comprennent notamment une période de retrait recommandée d'une durée d'un mois entre l'épandage des excreta traités et la récolte (figure 1). La QMRA a montré que le respect de ce délai se traduisait par une probabilité d'infection bien inférieure à 10^{-4} , correspondant à un niveau de l'ordre de 10^{-6} DALY.

Les travailleurs et leurs familles peuvent être exposés à des agents pathogènes associés aux excreta et transmis par des vecteurs (dans certaines régions) du fait des opérations liées à l'utilisation des excreta et des eaux ménagères. Le traitement des excreta et des eaux ménagères, qui a pour objet de prévenir les maladies liées aux excreta et aux eaux ménagères, n'a pas d'impact direct sur les maladies transmises par des vecteurs. Les mesures complémentaires applicables sont notamment les suivantes :

- port d'équipements de protection individuelle ;
- accès à une eau de boisson de qualité et à des installations sanitaires dans les exploitations agricoles ;
- promotion de la santé et de l'hygiène ;
- contrôle des vecteurs et des hôtes intermédiaires ;
- limitation des contacts avec les vecteurs.

Les communautés locales sont exposées aux mêmes facteurs de risque que les travailleurs. Si elles n'ont pas accès à une eau de boisson de qualité, elles risquent d'utiliser

de l'eau d'irrigation contaminée pour boire ou pour divers usages domestiques. Les enfants risquent de jouer ou de nager dans l'eau contaminée. En outre, si les activités donnent lieu à une prolifération accrue de vecteurs, les maladies transmises par ces vecteurs peuvent affecter la communauté locale, même si elle n'a pas directement accès aux champs. Les mesures suivantes permettent de protéger les communautés locales des dangers pour la santé :

- traitement des excreta et des eaux ménagères ;
- limitation des contacts lors de la manutention et de la manipulation, et contrôle d'accès aux champs ;
- accès des communautés locales à de l'eau de boisson de qualité et à des équipements d'assainissement ;
- élimination des vecteurs et des hôtes intermédiaires ;
- limitation des contacts avec les vecteurs.

Surveillance et évaluation du système

La surveillance répond à trois objectifs : la validation, qui consiste à établir que le système est en mesure de répondre aux exigences de conception ; la surveillance opérationnelle, qui fournit des informations sur le fonctionnement des différentes composantes du système pour ce qui est des mesures de protection sanitaire ; et la vérification, qui intervient habituellement en fin de procédé pour s'assurer que le système remplit les objectifs fixés.

Les trois fonctions de la surveillance sont utilisées à des fins et à des moments différents. La validation est pratiquée lors du développement d'un nouveau système ou de l'adjonction de nouveaux procédés. Elle sert à vérifier ou à prouver que le système est en mesure de remplir les objectifs fixés. La surveillance opérationnelle est utilisée en routine pour indiquer que le système fonctionne conformément aux prévisions. Ce type de surveillance repose sur des données simples (mode d'utilisation, durée de stockage, fonctionnalité, par exemple) pouvant être obtenues rapidement et permettant de prendre en temps utile des décisions pour remédier à un éventuel problème. La vérification est utilisée pour montrer que le produit final (excreta ou eaux ménagères traités, produits cultivés, notamment) est conforme aux objectifs de traitement et, par conséquent, aux objectifs sanitaires. Le recueil de données dans le cadre de la surveillance/vérification est effectué périodiquement et ne permet généralement pas de prévenir la survenue d'un danger. Cependant, dans le cas des systèmes à grande échelle, la surveillance/vérification peut indiquer des tendances au cours du temps (par exemple si l'efficacité d'un procédé va en s'améliorant ou en se dégradant).

Le moyen le plus efficace d'assurer un contrôle systématique de l'absence de risques liés à l'utilisation agricole d'excreta et d'eaux ménagères est de mettre en œuvre une démarche globale d'évaluation et de gestion des risques couvrant toutes les étapes du processus, depuis la génération et le traitement des déchets, en passant par l'utilisation des excreta comme fertilisants ou des eaux ménagères pour l'irrigation, jusqu'à la consommation des produits cultivés. Trois composantes de cette démarche sont importantes pour atteindre les objectifs sanitaires : évaluation du système, identification des mesures et méthodes de surveillance applicables, et élaboration d'un plan de gestion.

Aspects socioculturels

Les comportements humains sont un déterminant-clé dans la transmission de maladies liées aux excreta. La faisabilité sociale d'une modification de certains modèles compor-

tements pour mettre en place des schémas d'utilisation des excréta ou des eaux ménagères ou pour réduire la transmission de maladies dans le cadre des schémas existants doit être évaluée au cas par cas, pour chaque projet. Les croyances culturelles et les perceptions des populations vis-à-vis de l'utilisation des excréta et des eaux ménagères sont extrêmement variables, entre les différentes parties du monde. Il ne serait donc pas réaliste de vouloir transposer d'un endroit à un autre des pratiques d'utilisation qui se sont développées localement. Les projets les mieux conçus du point de vue technique, et comportant toutes les mesures de protection de la santé requises, peuvent échouer si les croyances culturelles et les perceptions du public n'ont pas été convenablement prises en compte.

Aspects environnementaux

Pour beaucoup d'agriculteurs, les excréta sont une source importante de nutriments. L'utilisation directe des excréta et des eaux ménagères sur la terre arable tend à limiter leur impact environnemental, au niveau tant local que global. La valorisation des excréta pour fertiliser la terre arable constitue une source appréciable de fertilisants pour la production agricole et limite leur impact négatif sur les étendues et cours d'eau. L'impact environnemental de différents systèmes d'assainissement peut être mesuré en termes de préservation et d'utilisation des ressources naturelles, de rejets dans les étendues et cours d'eau, d'émissions atmosphériques et d'impacts sur les sols. Dans ce type d'évaluation, les systèmes de séparation à la source et d'utilisation au niveau des ménages sont souvent mieux placés que les systèmes classiques.

L'épandage d'excréta et d'eaux ménagères sur les terres agricoles réduit les impacts directs sur les étendues et cours d'eau. Comme pour tout type de fertilisant, cependant, les nutriments peuvent percoler jusqu'aux eaux souterraines, s'ils sont appliqués en quantités excessives, ou être entraînés par les eaux de surface en cas de fortes pluies. Cet impact sera toutefois beaucoup moins important que celui du rejet direct des excréta et des eaux ménagères dans les étendues et cours d'eau. Les eaux de surface sont affectées par le drainage et le ruissellement agricoles. Cet impact dépend du type d'étendue ou cours d'eau (rivières, canaux d'irrigation, lacs ou bassins de rétention) et de son usage, du temps de séjour hydraulique, et de la fonction de l'étendue ou cours d'eau dans l'écosystème.

Le phosphore est un élément essentiel à la croissance des plantes, et le phosphore provenant des phosphates miniers est généralement utilisé dans l'agriculture pour accroître la productivité. Les réserves mondiales de phosphates miniers accessibles sont en diminution. Près de 25% du phosphore extrait du sol est rejeté dans l'environnement aquatique ou enfoui dans des décharges ou des excavations diverses. La décharge dans l'environnement aquatique provoque l'eutrophisation des eaux, aggravant encore les effets sur l'environnement. L'urine contient à elle seule plus de 50% du phosphore excrété par les humains. La séparation de l'urine et son utilisation en agriculture peut améliorer la production agricole tout en réduisant les coûts de traitement des eaux usées et la nécessité de mettre en œuvre des processus complexes visant à éliminer le phosphore des effluents.

Considérations économiques et financières

Les facteurs économiques ont une place importante dans l'évaluation de la viabilité d'un nouveau schéma d'utilisation agricole des excréta et des eaux ménagères, mais même économiquement viable, un projet peut échouer faute d'une planification financière rigoureuse.

L'analyse économique et les considérations financières sont des arguments essentiels pour promouvoir l'utilisation sans risque des excréta et des eaux ménagères. L'analyse économique permet d'établir la faisabilité d'un projet, et de comparer différentes options. Les coûts transférés à d'autres secteurs – résultant par exemple des impacts sanitaires et environnementaux sur les communautés en aval – doivent être inclus dans l'analyse des coûts. Cette démarche peut être facilitée par le recours à un processus de décision multi-objectifs.

La planification financière consiste à étudier les modes de financement d'un projet. En établissant la faisabilité financière du projet, il importe d'identifier les sources de recettes et de définir clairement qui paiera quoi. Il faut en outre analyser les possibilités de vendre avec profit les produits fertilisés avec des excréta ou irrigués avec des eaux ménagères.

Aspects politiques

Des politiques, une législation, des cadres institutionnels et des réglementations appropriés au niveau international, national et local favorisent la sécurité dans les pratiques de gestion des excréta et des eaux ménagères. Dans de nombreux pays, ces cadres et réglementations font défaut.

Une politique est un ensemble de procédures, règles, critères de décision et mécanismes d'allocation qui constituent la base de programme et de services. Les politiques fixent des priorités, et les stratégies associées allouent des ressources pour leur mise en œuvre. La mise en œuvre des politiques fait appel à quatre types d'instruments : les lois et réglementations ; les mesures économiques ; les programmes d'information et d'éducation ; et la définition des droits et responsabilités en matière de prestations de services.

Lors de l'élaboration d'un cadre politique national destiné à favoriser l'utilisation sans risque des excréta comme fertilisants, il importe de définir les objectifs, d'évaluer l'environnement politique existant et de développer une approche nationale. Les approches nationales de l'assainissement fondées sur les Directives OMS sont de nature à assurer une protection optimale de la santé publique, si elles sont intégrées à des programmes globaux de santé publique comprenant d'autres mesures sanitaires, comme la promotion de la santé et de l'hygiène et l'amélioration de l'accès à une eau de boisson de qualité.

Les approches nationales doivent être adaptées aux conditions socioculturelles, environnementales et économiques locales, tout en visant une amélioration progressive de la santé publique. La priorité doit être donnée aux interventions ayant pour cible les principales menaces pour la santé au niveau local. Des mesures complémentaires de protection de la santé peuvent être mises en œuvre par la suite, en fonction de l'évolution des données et des ressources disponibles.

Phase de planification et de mise en œuvre

La planification et la mise en œuvre de programmes d'utilisation agricole des excréta et des eaux ménagères requièrent une approche globale, progressive et incrémentale, répondant d'abord aux premières priorités sanitaires. Cette approche intégrée doit être fondée sur l'évaluation de la situation sanitaire existante et tenir compte des caractéristiques locales en matière d'approvisionnement en eau et de gestion des déchets solides. Les Principes de Bellagio offrent une bonne base pour ce type d'approche ; ils soulignent la nécessité de fournir aux parties prenantes les informations nécessaires pour qu'elles soient en mesure de faire des « choix éclairés ». Cela permet d'élargir l'éventail des

critères applicables pour la prise de décision et pour l'évaluation des services d'assainissement.

La planification d'un projet requiert en outre la prise en compte d'une série de questions, identifiées en associant les parties prenantes par des méthodes participatives, et en envisageant le traitement, les restrictions relatives aux cultures, l'épandage des déchets, la prévention de l'exposition humaine, les coûts, les aspects techniques, les services de soutien et la formation sous l'angle de la réduction des risques et de l'obtention d'un bénéfice maximal, d'un point de vue tant individuel que collectif.

1 INTRODUCTION

Le présent volume des Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères porte sur les risques pour la santé liées aux agents pathogènes présents dans les excreta humains et les eaux ménagères lorsqu'ils sont utilisés en agriculture. Il traite également des mesures de protection de la santé, en particulier des barrières techniques et des bonnes pratiques permettant de réduire ces risques à un minimum. Ces Directives sont basées sur la définition et l'application d'objectifs en matière de santé. Ces objectifs correspondent à un niveau donné de protection de la santé dans une population exposée. Ce volume contient en outre des données relatives à la valeur des excreta traités en tant que fertilisants, présente leur utilisation sous l'angle des critères de durabilité, propose des stratégies de planification, de prévention et de mise en œuvre et replace la sécurité d'emploi dans un cadre juridique, institutionnel et économique. Les impacts indésirables éventuels sont soigneusement pesés au regard des retombées positives que comporte pour la santé et l'environnement la valorisation des nutriments comme fertilisants de la terre arable. C'est dans ce contexte que doivent être envisagés les impacts positifs sur la santé, notamment la contribution à une meilleure nutrition et à la sécurité alimentaire des ménages, en particulier pour les plus démunis.

C'est pour les plus pauvres que la charge de morbidité est la plus lourde, du fait des maladies transmises par voie féco-orale liées notamment à la consommation d'eau contaminée et à une élimination impropre des excreta. C'est donc pour la partie la plus pauvre de la société que ces Directives peuvent avoir le plus de retombées positives sur la santé, reflétant ainsi une dimension d'équité sociale. De grandes quantités d'excreta humains sont utilisées dans l'agriculture de subsistance. Bien que les présentes Directives traitent principalement des utilisations à petite échelle, leur domaine d'application ne se limite pas à ce type de cas.

La figure 1.1 présente le plan de ce volume des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères*.

Le chapitre 1 présente les objectifs et expose un certain nombre de problèmes conceptuels; il précise le public cible et traite des motifs incitant à utiliser des excreta et des eaux ménagères, de la valeur de ces ressources et des Objectifs du Millénaire pour le Développement (OMD). Le chapitre 2 donne un aperçu du Cadre de Stockholm. Le chapitre 3 indique les critères épidémiologiques, microbiologiques et d'évaluation des risques utilisés. Les chapitres 4 et 5 traitent des objectifs en matière de santé et des mesures de protection de la santé, en particulier des composantes techniques, des restrictions relatives aux cultures, des méthodes de culture, de la prévention de l'exposition humaine, des aspects relatifs à l'éducation à l'hygiène et aux soins de santé, et le chapitre 6 comporte des directives pratiques en matière de surveillance et d'évaluation. Les chapitres 7, 8 et 9 fournissent des données contextuelles sur les aspects socioculturels, environnementaux, économiques et financiers. Les aspects politiques, institutionnels et juridiques sont traités au chapitre 10, les procédures de planification et de mise en œuvre au chapitre 11.

1.1 Objectifs et considérations générales

L'objectif premier de ces Directives est de protéger la santé des individus et de faire progresser l'état de santé de la collectivité par une utilisation en sécurité des excreta et des eaux ménagères dans une série d'applications agricoles. Les Directives prennent en compte les effets positifs de cette utilisation sur la santé (contribution à une meilleure nutrition et à la sécurité alimentaire, notamment), sans pour autant adopter une position de compromis.

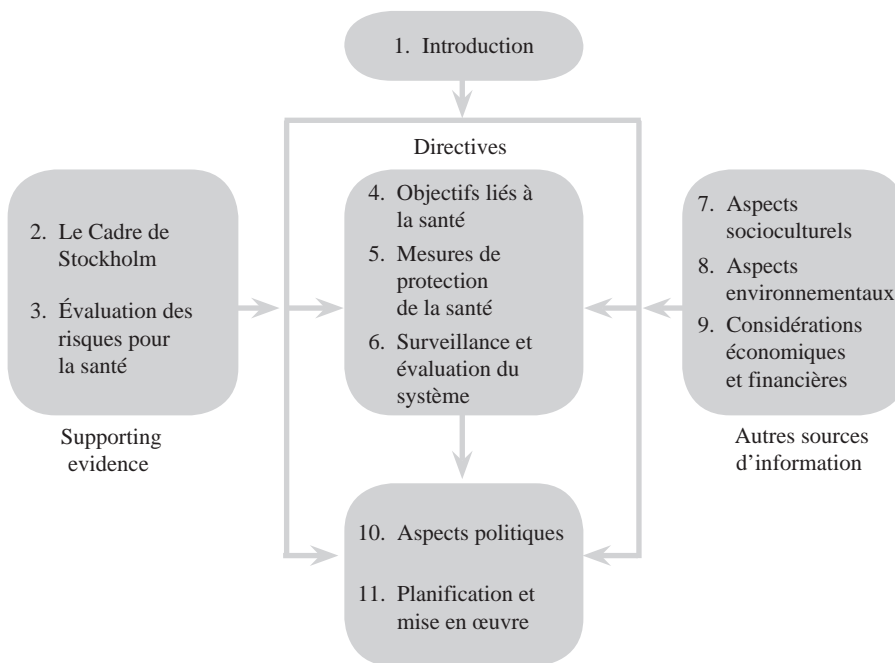


Figure 1.1

Plan du volume IV du *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères*

C'est pourquoi les Directives exposent les exigences de sécurité minimales auxquelles doivent raisonnablement satisfaire les pratiques et les performances du système pour protéger les personnes utilisant les excréta et les eaux ménagères, les communautés locales et les consommateurs des produits cultivés. Les Directives préconisent l'élaboration et la mise en œuvre de stratégies de gestion des risques. Le niveau requis de protection de la santé peut être atteint par la mise en œuvre conjointe de démarches de gestion (restrictions relatives aux modes d'utilisation et aux types de cultures, prévention de l'exposition humaine, en particulier) et d'objectifs qualitatifs correspondant aux objectifs sanitaires fixés. Les recommandations s'appliquent donc tant aux bonnes pratiques d'utilisation qu'aux aspects qualitatifs, et peuvent porter sur les points suivants :

- un niveau de management ;
- la concentration d'un constituant ne présentant pas de risque significatif pour la santé de larges groupes d'utilisateurs ;
- une condition à satisfaire pour qu'une exposition soit improbable ; ou
- une combinaison de ces deux derniers points.

Les Directives se réfèrent à un système intégré de gestion des risques (voir le Cadre de Stockholm, au chapitre 2) s'appliquant du point de génération à la consommation des produits cultivés avec des excréta ou des eaux ménagères. La démarche préconisée a pour objet de favoriser l'adoption de normes et de règles nationales faciles à mettre en

œuvre et à faire appliquer, visant à protéger la santé publique. Il est primordial que chaque pays s'interroge sur ses besoins et ses capacités à élaborer un cadre réglementaire. Pour définir des normes et des procédures nationales, il convient d'envisager ces Directives dans le contexte des conditions environnementales, sociales, économiques et culturelles locales (OMS, 2004a). Leur application ne peut être couronnée de succès que si un cadre politique large incluant des incitations positives et négatives permet de faire évoluer les comportements, d'assurer un suivi et d'améliorer les situations. Cela suppose d'importants efforts de coordination et de coopération intersectorielles, aux niveaux tant national que local, et le développement de capacités et de compétences à la mesure de l'enjeu.

Dans certaines situations, il ne sera pas possible d'appliquer d'emblée l'ensemble des Directives. Celles-ci se prêtent à une application progressive. La priorité doit alors être donnée aux menaces les plus graves pour la santé et à leur prévention. Il devrait être possible d'ajuster par la suite le cadre de gestion des risques, pour une amélioration continue de la santé publique.

Fondamentalement, l'appréciation de la sécurité – ou de ce qui doit être considéré comme un niveau de risque admissible dans des circonstances données – est un domaine dans lequel la société dans son entier a un rôle à jouer. Il appartient à chaque pays, dans le contexte des impératifs nationaux de santé publique, des réalités environnementales et socio-économiques nationales et des réglementations commerciales internationales, de décider si le bénéfice lié à l'application des présentes Directives et des valeurs guides comme normes nationales ou locales justifie l'effort engagé. La décision finale en ce qui concerne les normes et procédures de sécurité devrait faire l'objet d'un large débat public et résulter d'un processus transparent et responsable de prise de décision politique.

1.2 Public cible et définitions

Les présentes Directives s'adressent aux décideurs et aux autorités chargées de la réglementation, dans les États membres de l'Organisation mondiale de la Santé (OMS), qui ont pour mission de définir le cadre des actions à mener en matière d'assainissement, de les planifier et de les mettre en œuvre. Il est souhaité que ces Directives soient également utiles à tous les acteurs concernés par la sécurité dans l'utilisation des excreta et des eaux ménagères, ainsi que par la gestion de la santé publique, de l'eau et des déchets, qu'ils soient spécialistes de santé environnementale et de santé publique, formateurs, agriculteurs, chercheurs, ingénieurs, concepteurs d'infrastructures collectives, décideurs politiques, ou chargés d'élaborer la réglementation.

Les risques pour la santé liés à l'utilisation agricole des excreta et des eaux ménagères varient selon la distribution des agents pathogènes, les voies de transmission et d'exposition au niveau local, et la capacité des services de santé à y faire face. Ces voies sont étroitement liées aux pratiques de manipulation, tout au long de la chaîne qui va de la production à l'utilisation et jusqu'à l'ingestion d'aliments contaminés. Il incombe aux utilisateurs directs d'excreta et d'eaux ménagères, aux concepteurs et aux gestionnaires des systèmes où sont mis en œuvre des excreta et des eaux ménagères, ainsi qu'aux autorités de réglementation locales et nationales qui définissent les objectifs en matière de normes et de procédures, de réduire à un minimum les risques pour la santé. Les organisations non gouvernementales et les groupes d'intérêt spécifiques ont également un rôle important à jouer en aidant les collectivités locales à accroître autant que possible la valorisation des ressources tout en veillant à ce que les risques pour la santé soient réduits à un minimum.

Dans le contexte des présentes Directives, le terme « excreta » désigne les fèces et l'urine, mais aussi les produits dérivés des excreta, comme les boues fécales et rejets de

fosses septiques (pour la définition des termes utilisés dans les Directives, voir l'annexe 1). Les boues dérivées du traitement des eaux usées municipales ou industrielles ne sont pas traitées dans les présentes Directives. L'accent est mis ici sur la prévention de la transmission des maladies infectieuses; les problèmes de santé liés à l'exposition à des produits chimiques ne sont traités que de façon générale.

Les «eaux ménagères» sont les eaux usées provenant de la cuisine, de la salle de bains et du lavage du linge; elles n'incluent pas les eaux usées provenant des toilettes; elles contiennent donc généralement des concentrations relativement faibles d'excreta, sauf dans des situations spécifiques comportant des soins aux enfants ou dans lesquelles l'eau utilisée pour la toilette anale est combinée aux eaux ménagères. Les eaux ménagères sont utilisées principalement pour l'irrigation, mais des problèmes de santé peuvent aussi résulter de l'utilisation des eaux ménagères pour d'autres usages (chasse d'eau, eau à usage technique) ou en cas d'infiltration touchant les eaux souterraines.

1.3 Directives internationales et normes nationales

1.3.1 Normes nationales

Les Directives de l'OMS visent à assurer un même niveau de protection de la santé dans différents contextes, et devraient être adaptées, pour leur mise en œuvre, aux conditions environnementales, socioculturelles et économiques prévalant au niveau national ou local. Dans certains cas, les pays peuvent choisir d'élaborer des normes différentes pour les produits consommés localement et les produits destinés à l'exportation. Chaque fois que des normes nationales moins strictes sont fixées en raison du niveau de risque admissible au niveau local (voir au chapitre 2 les considérations relatives au risque admissible), l'incidence de la diarrhée et d'autres maladies doit être prise en compte.

1.3.2 Exportation de produits alimentaires

Les Directives peuvent être adaptées aux conditions locales, sous réserve du respect des règles applicables au commerce international de produits alimentaires, qui ont été établies lors des Négociations commerciales multilatérales du Cycle d'Uruguay et s'imposent à tous les membres de l'Organisation mondiale du commerce (OMC). En ce qui concerne la sécurité sanitaire des aliments, les règles sont fixées dans l'Accord sur l'application des mesures sanitaires et phytosanitaires. Aux termes de cet accord, les membres de l'OMC ont le droit de prendre des mesures légitimes pour protéger la vie et la santé de leur population des risques provenant des produits alimentaires, à condition que ces mesures ne constituent pas une barrière injustifiée aux échanges (OMS, 1999). Il existe des cas documentés dans lesquels l'importation de légumes contaminés a provoqué des flambées épidémiques dans les pays destinataires. Des agents pathogènes peuvent être introduits dans des populations non immunisées et provoquer d'importantes flambées de cas (Frost et al., 1995; Kapperud et al., 1995). Les directives relatives au commerce international de produits alimentaires fertilisés par des excréta et irrigués par des eaux usées doivent donc être basées sur des principes scientifiques de gestion du risque.

Les Directives OMS pour l'utilisation sans risque des excréta et des eaux ménagères dans l'agriculture sont basées sur une démarche d'analyse des risques reconnue comme la méthodologie fondamentale sous-tendant l'élaboration de normes de sécurité alimentaire de nature à assurer une protection satisfaisante de la santé tout en facilitant le commerce des produits alimentaires. L'adhésion aux Directives OMS contribuera au commerce international de produits alimentaires sûrs en cas d'exportation de produits fertilisés par des excréta ou irrigués par des eaux ménagères.

■ 1.4 Facteurs affectant la durabilité des mesures d'assainissement

Le développement durable, tel que le définit le Rapport de la Commission mondiale sur l'environnement et le développement (CMED, 1987), est un développement qui «répond aux besoins des générations actuelles sans compromettre la capacité des générations futures à satisfaire les leurs». Sous l'angle tout à la fois de la durabilité et de la santé publique, accroître l'accès à des mesures d'assainissement appropriées et promouvoir l'adoption par les individus et les collectivités de comportements d'hygiène de base constituent des priorités de tout premier plan.

Dans le domaine d'application des *Directives pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères*, la durabilité peut être décrite comme l'aptitude à planifier et à gérer l'utilisation agricole des ressources importantes que sont les excreta et des eaux ménagères de façon telle que la santé humaine ne soit pas compromise, que les nutriments soient recyclés pour la production d'aliments et que des impacts négatifs sur les ressources en eau ou l'environnement soient évités. La durabilité doit être définie sous l'angle de l'interaction entre utilisateurs, structure organisationnelle et technologie, avec une série de critères importants: santé et hygiène, gestion des ressources et de l'environnement, économie, aspects et usages socioculturels, et fonctionnalité technique. Ces aspects, traités dans les différentes parties des Directives, doivent faire l'objet de politiques adaptées et d'un cadre juridique et réglementaire incitatif.

1.4.1 Santé et hygiène

Le processus de réduction de la charge de morbidité par l'amélioration de l'assainissement est à mettre en relation avec les déterminants de la durabilité et est étroitement lié à l'hygiène, à l'évolution des comportements, ainsi qu'à la possibilité d'accéder dans des conditions appropriées à la fourniture d'eau et à des mesures d'assainissement. Si l'accent est mis exclusivement sur la fourniture de matériel d'assainissement, cela n'induirait pas de changement durable et n'aurait donc pas d'impact à terme sur l'état de santé des collectivités. Les aspects sanitaires de l'utilisation des excreta et des eaux ménagères sont traités aux chapitres 3 et 5.

1.4.2 Gestion des ressources et de l'environnement

En réduisant à un minimum les impacts négatifs des excreta et des eaux ménagères sur les eaux de surface et les eaux souterraines et en utilisant de façon plus efficace les nutriments qu'ils contiennent pour les cultures et la production d'énergie, on contribue directement à la durabilité environnementale. C'est l'environnement qui bénéficiera le plus du traitement et de l'utilisation en sécurité des excreta et des eaux ménagères, compte tenu des facteurs suivants:

- recyclage des ressources en eau et en nutriments;
- réduction de la consommation d'eau propre;
- réduction de la pollution en aval, liée au rejet de déchets;
- réduction des impacts environnementaux potentiels liés à divers produits chimiques (tels que les perturbateurs endocriniens, les produits pharmaceutiques et leurs résidus, qui sont partiellement adsorbés sur les constituants des sols et/ou biodégradés dans les sols, d'où une réduction de l'impact environnemental sur les eaux).

Les aspects environnementaux des excreta et des eaux ménagères sont traités plus en détail au chapitre 8.

1.4.3 Aspects économiques

Les aspects économiques de l'assainissement sont importants tant au niveau national que pour les ménages. Au niveau national, les décideurs sont désireux d'optimiser le rapport coûts/bénéfices de leurs options d'investissement dans le domaine de l'hygiène et de l'assainissement. Ces investissements devraient assurer des retours substantiels en termes d'amélioration de la santé et de gain de temps (Hutton & Haller, 2004). Le rapport coûts/bénéfices lié à la réduction des effets négatifs sur la santé et aux autres conséquences d'une amélioration du traitement des eaux usées et/ou d'une réduction des rejets dans les eaux de surface n'a pas été estimé, mais devrait être élevé.

Plusieurs études ont montré qu'il était plus rentable de financer des actions de promotion destinées à susciter une demande dans le domaine de l'assainissement et de l'hygiène que d'apporter une aide financière lourde pour du matériel d'assainissement (Cairncross, 1992; Wright, 1997; Samanta & van Wijk, 1998; Kolsky & Diop, 2004). La majeure partie des coûts engendrés par l'accession à l'assainissement sont supportés par les ménages. Les consommateurs veulent des équipements durables dont le fonctionnement et la maintenance n'engendrent pas trop de frais. Il est peu probable que l'assainissement devienne durable si l'on ne privilégie pas les ressources locales, permettant ainsi à certains de gagner leur vie en offrant des prestations de service (Kolsky & Diop, 2004). Les aspects économiques sont traités au chapitre 9 et mis en relation avec les aspects institutionnels et juridiques au chapitre 10.

1.4.4 Aspects socioculturels

Les facteurs socioculturels sont fondamentaux pour la durabilité. Une installation d'assainissement ne sera pas utilisée si son utilisation ne présente pas un minimum d'attrait. L'utilisation est liée aux facteurs d'accessibilité et de praticabilité, mais est aussi gouvernée par des croyances sociales, culturelles et religieuses. Pour les jeunes filles et les femmes, la sécurité d'accès est une préoccupation majeure. Le sentiment de propriété et de responsabilité est crucial et aura des répercussions sur la propreté des installations, en particulier, et donc sur leur utilisation à long terme. Le chapitre 7 est consacré à l'ensemble des aspects socioculturels de l'utilisation des excreta et des eaux ménagères.

1.4.5 Fonctionnement des équipements

Le bon fonctionnement et le choix des équipements contribuent pour une large part à la durabilité. Les équipements choisis pour une utilisation en sécurité des excreta et des eaux ménagères devraient satisfaire à tous les critères de durabilité suivants, qui garantissent leur robustesse et leur adaptabilité à des niveaux de charge variables :

- Santé: les équipements doivent intégrer des mesures de protection des individus et de la santé publique;
- Environnement: les équipements doivent être conçus pour empêcher la contamination des ressources hydriques souterraines et superficielles et assurer à tous égards la protection de l'environnement;
- Economie: les équipements doivent être rentables et proposés en différentes versions correspondant à des capacités d'investissement différentes, et il doit être possible de les compléter ou de les améliorer lorsque l'on dispose de ressources supplémentaires;
- Aspects socioculturels: les équipements doivent être compatibles avec les valeurs et croyances locales, et conçus en tenant compte de tous les utilisateurs potentiels.

Le chapitre 5 est consacré aux techniques de traitement des excreta et des eaux ménagères, à leur manipulation et à leur utilisation.

■ 1.5 Facteurs incitatifs

Les facteurs incitant dans le monde entier à utiliser de plus en plus largement les excreta et les eaux ménagères en agriculture sont notamment les suivants :

- pénurie d'eau et stress hydrique croissants, et dégradation des ressources en eau propre résultant d'une élimination inadéquate des excreta et des eaux ménagères ;
- augmentation de la population se traduisant par une demande croissante de produits alimentaires et de fibres ;
- reconnaissance accrue de la valeur des excreta et des eaux ménagères comme sources de nutriments ;
- OMD, en particulier objectifs visant à assurer la durabilité environnementale et à éliminer la pauvreté et la faim.

1.5.1 Pénurie d'eau, stress hydrique et dégradation des ressources en eau

On estime que d'ici à une cinquantaine d'années, plus de 40 % de la population mondiale vivra dans des pays confrontés à des problèmes de pénurie d'eau et de stress hydrique. En 1995, 31 pays étaient classés dans les catégories des pays connaissant une situation de pénurie d'eau ou de stress hydrique, et l'on estime que d'ici à 2025, ce devrait être le cas de 48 et 54 pays respectivement. Ces chiffres n'incluent pas les personnes vivant dans les régions arides de grands pays où l'eau est présente en quantités suffisantes mais mal répartie – c'est le cas de la Chine et des Etats-Unis, par exemple (une pénurie d'eau est prédite en Chine d'ici à 2050 et en Inde d'ici à 2025) (Hinrichsen, Robey & Updhyay, 1998). La compétition croissante entre zones agricoles et urbaines pour l'accès à de l'eau douce de qualité, particulièrement dans les régions arides, semi-arides et densément peuplées, accroîtra la pression sur cette ressource.

Les excreta et les eaux ménagères peuvent être traités et utilisés près de leur lieu d'origine, que ce soit sur site ou dans des systèmes de traitement décentralisés. Cela permet de prévenir leur rejet dans les eaux de surface, d'où une réduction de la contamination microbienne et chimique en aval. Cela réduit également les coûts de développement d'infrastructures pour des systèmes de transport sophistiqués (réseaux d'égouts, par exemple).

De plus, le principe du « pollueur payeur » s'impose de plus en plus largement et contraint les utilisateurs en amont à traiter leurs déchets selon des normes de plus en plus strictes avant de les rejeter dans des étendues ou cours d'eau. Dans le passé, les coûts additionnels de traitement des eaux ou la perte de jouissance de l'écosystème (destruction de pêcheries, par exemple, ou préjudice esthétique) étaient à la seule charge des utilisateurs aval. La reconnaissance du concept de gestion intégrée des ressources hydriques a fait prendre conscience que les rejets de déchets dans les eaux de surface ont des conséquences sanitaires, environnementales et économiques sur les utilisateurs en aval. Cette prise de conscience gagnant du terrain, il sera de plus en plus difficile de rejeter des déchets insuffisamment traités dans les eaux de surface. C'est pourquoi le traitement et l'utilisation des excreta et des eaux ménagères au plus près de leur point de génération deviennent une option de plus en plus attrayante.

1.5.2 Augmentation de la population et production alimentaire

Au cours des 50 prochaines années, la population devrait augmenter principalement dans les zones urbaines et périurbaines des pays en développement (Division de la Population des Nations unies, 2002). Ainsi, la majorité des 19 villes pour lesquelles on prédit la croissance la plus rapide entre 2000 et 2015 (villes dont la population devrait avoir plus que doublé) sont situées dans des régions en développement soumises à des restrictions d'eau chroniques (Division de la Population des Nations unies, 2002).

L'augmentation des populations urbaines, spécialement dans les pays en développement, se traduira par de nouveaux défis :

- ces populations vont générer plus de déchets, particulièrement dans et autour des villes ;
- l'élimination sur site des déchets sera de plus en plus difficile dans bon nombre de zones densément peuplées ;
- l'agriculture urbaine va jouer un rôle croissant dans l'approvisionnement des habitants des villes en denrées alimentaires. Les excreta et les eaux ménagères seront des intrants de plus en plus importants.

Excreta et eaux ménagères peuvent aider à améliorer la production de denrées alimentaires, en particulier dans l'agriculture de subsistance, qui ne pourrait peut-être pas supporter le coût des fertilisants artificiels. L'utilisation des eaux ménagères pour irriguer les jardins domestiques peut en outre contribuer à alléger les problèmes de malnutrition et d'insécurité alimentaire au niveau des ménages, en fournissant un apport stable d'eau pour l'irrigation des cultures et en permettant de produire des légumes tout au long de l'année.

L'utilisation de fèces et d'urine traitées et séparées à la source a été suggérée comme une méthode adaptée à l'agriculture urbaine. Les eaux usées sont d'ores et déjà utilisées dans une large mesure pour ces applications. Les excreta traités présenteraient potentiellement moins de risques sanitaires dans ce contexte. Esrey (2001) a fait la synthèse de l'impact de l'utilisation des excreta en relation avec les nutriments en zones urbaines.

Quatre-vingts pour cent des ressources alimentaires naturelles mondiales sont converties en déchets et éliminées (Smit, 2000). Selon les prédictions pour 2015, près de 26 villes dans le monde devraient dépasser les 10 millions d'habitants, ce qui suppose d'importer près de 6000 tonnes de denrées par jour (FAO, 1998). Plus de 50 % des pauvres absolus vivent en zones urbaines et dépensent la plus grande partie de leurs revenus pour se nourrir. Leurs apports alimentaires sont limités en nutriments, et les résidents des villes dans les pays en développement ont un apport énergétique inférieur à celui de leurs homologues des zones rurales. Or les citoyens pauvres ne seront pas en mesure d'acheter des produits importés.

La réduction des coûts des intrants et la production de denrées au plus près des lieux de vie permettraient de réduire les coûts de production. L'agriculture urbaine et le jardinage domestique peuvent produire plus de denrées par unité de surface, car les produits peuvent être cultivés sur les toits, sur les murs, et dans et autour des immeubles. L'agriculture urbaine a connu un renouveau ces dernières décennies (Smit, Ratta & Nasr, 1996). Dans la région métropolitaine de Bangkok, 60 % des terres sont cultivées. La demande de denrées par les consommateurs et d'eau et de nutriments par les producteurs fait le lien entre ressources et déchets de façon sûre, non polluante et économique. La culture de produits alimentaires au plus près des consommateurs crée en outre des sources de revenus pour les communautés locales.

La récupération et le recyclage des nutriments provenant des excreta humains et d'autres matières organiques fournissent l'ensemble des nutriments nécessaires aux

plantes. L'accès à une alimentation plus abordable et plus nutritive se développera et les pertes de denrées après récolte seront réduites si les produits sont cultivés et consommés localement. Cela représente une économie d'eau et de nutriments.

Lorsque les denrées alimentaires sont cultivées plus loin des centres de peuplement, cela coûte non seulement plus cher, mais les oligoéléments bénéfiques pour la santé ont en outre moins de chance d'atteindre les consommateurs, particulièrement ceux qui ont de faibles revenus. À l'inverse, l'agriculture urbaine et le jardinage domestique peuvent se traduire par un meilleur régime alimentaire et améliorer les apports de macro- et d'oligoéléments et l'état nutritionnel des groupes vulnérables comme les femmes, les enfants, les personnes âgées et les handicapés (Maxwell, Levin & Csete, 1998).

1.5.3 Les excreta et les eaux ménagères comme ressources

Les excreta et les eaux ménagères contiennent des nutriments et de l'eau qui en font des ressources précieuses. L'utilisation d'excreta et d'eaux ménagères dans l'agriculture, l'aquaculture et d'autres types d'activités limite les besoins en fertilisants artificiels et offre l'avantage de recycler les nutriments. Des études montrent que les réserves mondiales de phosphore facilement disponible sont limitées et seront épuisées dans 150 ans (Rosemarin, 2004). Les excreta sont une source accessible de nutriments végétaux importants comme le phosphore, l'azote et le potassium. L'utilisation des excreta peut aider à réduire l'exploitation des réserves minières de phosphore, présent en quantité finie, et l'énergie dépensée à produire des engrais artificiels. Les eaux ménagères sont utilisées principalement pour l'irrigation, comme eau de service ou parfois pour recharger les eaux souterraines au niveau local. Leur utilisation contribue à réduire la demande d'eau propre et à atténuer le stress imposé aux ressources hydriques.

Quantités d'excreta, composition

Annuellement, quelque 130 millions de tonnes d'engrais sont vendues dans le monde, dont 63 % dans les pays en développement. Sur cette quantité, l'azote représente 78 millions de tonnes et le phosphore 13,7 millions de tonnes. Le reste est constitué de potassium, de soufre et d'oligoéléments. Les excreta de 6 milliards de personnes contiennent 27 millions de tonnes d'azote et 3 millions de tonnes de phosphore. Cela signifie qu'un tiers de la consommation d'azote minéral dans le monde pourrait en théorie être remplacé par l'azote provenant des excreta. De la même façon, 22 % de la consommation mondiale de phosphore provenant d'exploitations minières pourraient être remplacés par le phosphore des excreta.

Les principaux nutriments des végétaux, l'azote, le phosphore et le potassium, se trouvent dans les excreta humains et donc aussi dans les eaux usées domestiques (figure 1.2), mais leurs teneurs varient selon les apports alimentaires. Les eaux ménagères permettent de recycler de l'eau, pour l'essentiel, et ne contiennent que peu de nutriments.

Bilan massique et teneur en macronutriments des excreta

La teneur en nutriments de l'urine et des fèces dépend directement des quantités et de la qualité de la nourriture consommée. Les enfants ont besoin de nutriments pour leur croissance ; chez l'adulte en revanche, la consommation de nourriture fournit principalement de l'énergie, et seules de petites quantités de nutriments sont retenues et accumulées dans l'organisme. Presque tous les nutriments utiles pour les plantes sont donc excrétés. Même durant l'adolescence, l'accumulation de nutriments dans l'organisme est négligeable, et l'on a calculé qu'elle représentait moins de 2 % de l'azote consommé entre 3 et 13 ans.

La plupart des nutriments étant excrétés par l'organisme, on peut calculer les quantités de nutriments excrétés à partir de la consommation de nourriture, sur laquelle on

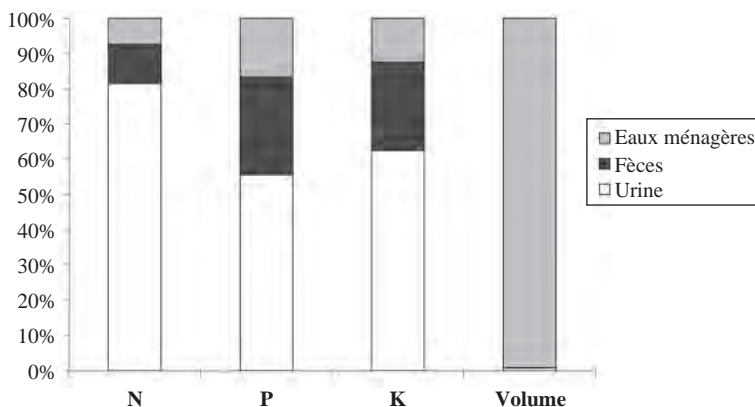


Figure 1.2

Teneur et volume des principaux nutriments des plantes dans les eaux usées domestiques en Suède. L'excrétion moyenne par personne et par jour est de 13 g d'azote (N), 1,5 g de phosphore (P) et 4 g de potassium (K) dans un volume de 150 à 200 litres, eaux ménagères comprises (Vinnerås, 2002).

Tableau 1.1 Valeurs par défaut des masses et nutriments excrétés en Suède

Paramètres	Unité	Urine	Fèces	Papier toilette	Eaux-vannes (urine + fèces)
Masse humide	kg/personne par an	550	51	8,9	61,0
Masse sèche	kg/personne par an	21	11	8,5	40,5
Azote	g/personne par an	4000	550		4550
Phosphore	g/personne par an	365	183		548

Source: Vinnerås (2002).

dispose d'informations aisément accessibles. Les quantités de macronutriments contenues dans les excreta ont été calculées d'après les statistiques de l'Organisation des Nations unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (FAO) (<http://www.fao.org>) sur les apports alimentaires dans différents pays (Jönsson & Vinnerås, 2004). Le tableau 1.1 indique les valeurs par défaut de ces paramètres en Suède.

Les quantités moyennes estimées d'excreta, de nourriture consommée (selon les statistiques de la FAO) et de teneur en nutriments des différents aliments sont utilisées dans une relation (équations 1 et 2) entre la consommation de nourriture (selon la FAO) et l'excrétion d'azote et de phosphore :

$$N = 0,13 \times \text{protéines totales consommés} \quad \text{Equation 1}$$

$$P = 0,011 \times (\text{protéines totales consommées} + \text{protéines végétales consommées}) \quad \text{Equation 2}$$

Ces équations peuvent être utilisées pour estimer l'excrétion moyenne d'azote et de phosphore dans différents pays; voir les exemples du tableau 1.2. Il tend à y avoir une plus grande variabilité des valeurs pour le potassium.

Tableau 1.2 Excrétion estimée de nutriments par tête dans différents pays

Pays	Quantités excrétées (kg/personne par an)		
	Azote	Phosphore	Potassium
Chine, total	4,0	0,6	1,8
Urine	3,5	0,4	1,3
Fèces	0,5	0,2	0,5
Haïti, total	2,1	0,3	1,2
Urine	1,9	0,2	0,9
Fèces	0,3	0,1	0,3
Inde, total	2,7	0,4	1,5
Urine	2,3	0,3	1,1
Fèces	0,3	0,1	0,4
Afrique du Sud, total	3,4	0,5	1,6
Urine	3,0	0,3	1,2
Fèces	0,4	0,2	0,4
Ouganda, total	2,5	0,4	1,4
Urine	2,2	0,3	1,0
Fèces	0,3	0,1	0,4

Source : Jönsson & Vinnerås (2002).

L'excrétion annuelle totale par tête selon Gao et al. (2002) pour la Chine était de 4,4 kg d'azote et 0,5 kg de phosphore, ce qui correspond à l'ordre de grandeur des chiffres du tableau 1.2 où l'excrétion totale a été répartie entre l'urine et les fèces.

Les quantités relatives de nutriments dans l'urine et les fèces dépendent du régime alimentaire: les nutriments digérés sont excrétés principalement dans l'urine, alors que les fractions non digérées sont excrétées dans les fèces. Près de 88% de l'azote des excreta et de 67% du phosphore des excreta se trouvent dans l'urine, le reste étant dans les fèces. Ces chiffres sont plus bas en Chine, où l'urine contient 70% environ de l'azote excrété et 25 à 60% du phosphore excrété (Gao et al., 2002).

La digestibilité influe également sur les quantités de fèces excrétées. En Suède, la quantité de fèces excrétées est estimée à 51 kg de masse humide/personne par an (11 kg de masse sèche) (Vinnerås, 2002). En Chine, l'excrétion fécale est estimée à 115 kg de masse humide/personne par an (22 kg de masse sèche) (Gao et al., 2002).

La concentration de nutriments dans l'urine excrétée dépend des nutriments et liquides ingérés, du niveau d'activité des individus et des conditions climatiques. En Europe, l'ingestion de liquide varie entre 0,8 et 1,5 litre par personne et par jour (jusqu'à 550 litres par personne et par an) pour les adultes, la moitié environ chez l'enfant (Lentner, Lentner & Wink, 1981), mais peut être beaucoup plus élevée selon le climat et le niveau d'activité. Des quantités similaires ont été rapportées pour la Chine: 1,6 litre par personne et par jour (580 litres par personne et par an) (Gao et al., 2002). Une transpiration excessive se traduit par des urines plus concentrées, alors que la consommation de grandes quantités de liquide dilue les urines.

Utilisation de l'urine comme fertilisant

L'urine est riche en azote et peut être utilisée pour fertiliser la plupart des cultures ne fixant pas l'azote, après un traitement destiné à réduire la contamination microbienne

potentielle. Les cultures à forte teneur en azote, qui réagissent bien à la fertilisation par l'azote, sont notamment les épinards, le chou-fleur et le maïs. L'utilisation directe d'urine comme engrais est une valorisation des plus efficaces des nutriments, mais une autre possibilité est l'addition d'urine pour améliorer le compostage de substrats riches en carbone (bien que cela puisse se traduire par d'importantes pertes d'ammoniac). Les nutriments contenus dans l'urine sont sous forme ionique et leur disponibilité pour la plante et leur action fertilisante supportent bien la comparaison avec celles des engrais chimiques (à base d'ammonium et d'urée) (Kirchmann & Peterson, 1995 ; Johansson et al., 2001). Lorsque la teneur en azote des urines collectées est inconnue, une concentration de 3 à 7 g d'azote par litre excrété peut être utilisée comme valeur par défaut (Jönsson & Vinnerås, 2004). Sur une base annuelle, la quantité d'azote produite par personne est de 30 à 70 kg, ce qui suffit pour 300 à 400 m² de culture, mais l'application de quantités 3 à 4 fois plus élevées peut être une stratégie optimale.

Le rendement obtenu dépend des caractéristiques du sol. Comme pour les engrais chimiques, l'effet est plus faible sur les sols pauvres en constituants organiques. En pareil cas, la fertilité du sol peut être améliorée par l'usage d'urine et de fèces ou d'autres fertilisants organiques appliqués en alternance d'une année sur l'autre et pour différentes cultures. L'urine peut être appliquée soit non diluée soit diluée à l'eau, de préférence juste avant de semer ou durant la phase initiale de croissance de la plante. Lorsque la culture entre dans sa phase de reproduction, l'absorption de nutriments est faible et les nutriments sont surtout redistribués à l'intérieur de la plante (Marschner, 1997). Les plantes ayant un système de racines inefficace ou de petite taille (carottes, oignons, laitues, par exemple) bénéficieront d'applications répétées tout au long de la période de culture (Thorup-Kristensen, 2001). L'encadré 1.1 indique les résultats de tests d'utilisation d'urine pour la culture de l'orge en Suède.

Le meilleur effet fertilisant est obtenu lorsque l'urine est incorporée directement au sol après épandage ; une incorporation à faible profondeur est suffisante (Rodhe, Richert Stintzing & Steineck, 2004). L'incorporation directe réduit les pertes d'ammoniac dans l'air. L'épandage en surface se traduit généralement par une perte d'azote supérieure à 70 % du fait de l'évaporation de l'ammoniac ; l'incorporation au sol est donc très importante (Morken, 1998).

Des essais avec différentes stratégies d'épandage d'urine comme engrais pour la culture de poireaux ont permis de tripler les rendements (Båth, 2003). L'épandage soit en deux doses soit par doses fractionnées appliquées tous les 15 jours donnait le même rendement et la même absorption de nutriments (tableau 1.3). La stratégie utilisée en Afrique de l'Ouest comporte l'épandage fréquent de petites quantités d'urine pour éviter le lessivage. Des essais extensifs ont été réalisés sur divers légumes au Zimbabwe (Morgan, 2004). Les résultats confirment les données de l'expérience, à savoir que l'urine est un engrais à action rapide qui peut être utilisé pour la plupart des légumes.

Utilisation de fèces comme engrais

Les fèces peuvent contenir des concentrations élevées d'agents pathogènes et un traitement approprié est indispensable pour assurer la sécurité lors de leur utilisation. La quantité totale de nutriments excrétés est plus faible dans les fèces que dans l'urine, mais les concentrations de phosphore et de potassium, en particulier, sont plus élevées dans les fèces que dans l'urine. Ce sont ces deux éléments qui peuvent accroître de façon significative le rendement des cultures (Morgan, 2003). La teneur en matière organique des fèces accroît en outre la capacité de rétention d'eau du sol et son pouvoir de tampon ionique, ce qui est important pour améliorer la structure des sols et stimule l'activité

Tableau 1.3 Résultats d'un essai en plein champ d'utilisation d'urine humaine comme engrais pour la culture de poireaux

Traitement ^a	Taux d'épandage d'azote (kg/ha) ^b	Rendement (t/ha) ^b	Rendement en azote (kg/ha) ^b
A Urine tous les 15 jours	150	54	111
B Urine à deux reprises	150	51	110
C Urine tous les 15 jours + addition de potassium	150	55	115
D Sans engrais	0	17	24

^a Pas de différence statistiquement significative entre les traitements A, B et C.

^b kg/ha = g/10 m²; t/ha = kg/10 m².

Source: d'après Bâth (2003).

microbienne. L'effet fertilisant des fèces est plus variable que celui de l'urine, car la proportion d'azote sous forme minérale et la teneur et les propriétés de la matière organique varient selon le traitement appliqué.

Le compost fécal appliqué en même temps que l'urine peut avoir des avantages, car le premier conditionne le sol et la seconde fournit de l'azote rapidement disponible. L'incinération des fèces donne des cendres à forte teneur en phosphore et potassium ainsi qu'en oligoéléments, mais l'azote et le soufre se perdent dans l'atmosphère. La cendre en général (qui peut aussi être ajoutée aux fèces) accroît en outre le pH et la capacité tampon du sol. L'augmentation du pH est particulièrement importante pour les sols à pH très bas (4–5) et pour tirer pleinement partie de la fertilisation à l'urine, par exemple, comme le montrent les parcelles expérimentales du Zimbabwe (Morgan, 2005).

Le compost fécal peut être appliqué comme fertilisant complet phosphore-potassium ou pour amender les sols. Près de 40 à 70% de la matière organique et une part légèrement inférieure de l'azote sont perdus du fait de l'activité biologique et par évaporation. La majeure partie de l'azote restant sera disponible pour les plantes lors de la dégradation. Ce processus lent améliore la capacité de rétention d'eau et la capacité tampon du sol. Le phosphore est aussi partiellement, mais pour une moindre part, lié sous forme organique, alors que le potassium est présent principalement sous forme ionique et immédiatement disponible pour les plantes. Dans la digestion anaérobie, la matière organique est dégradée à peu près dans les mêmes proportions que lors du compostage, mais l'azote minéralisé reste dans le résidu digéré et 40 à 70% de l'azote est présent sous forme d'ammonium, directement disponible pour les plantes. Les résidus digérés font un fertilisant complet bien équilibré, à action rapide (Åkerhielm & Richert Stintzing, 2004). Des substrats additionnels comme du fumier animal et des déchets ménagers sont souvent ajoutés aux processus de digestion, ce qui influe sur la quantité de résidu et sur sa composition.

Si les fèces sont séchées rapidement et que les niveaux d'humidité sont faibles, la perte de matière organique et d'azote sera faible. Comparé au compostage, le stockage à sec restitue plus de matière organique et d'azote au sol, mais la matière organique est moins stable. La matière fécale séchée est un fertilisant phosphore-potassium complet, apportant en outre des quantités considérables d'azote.

Les fèces traitées, sous forme desséchée, incinérée, compostée ou mixte, doivent être appliquées et incorporées de préférence à la zone des racines avant de semer ou de planter, car la teneur élevée en phosphore et la disponibilité de celui-ci sont importantes pour le développement initial des plants et des racines.

Encadré 1.1 Utilisation de l'urine comme fertilisant pour l'orge en Suède

L'urine a été testée comme fertilisant sur l'orge en Suède entre 1997 et 1999 (Johansson et al., 2001 ; Rodhe, Richert Stintzing & Steineck, 2004). Les résultats ont montré que l'apport d'azote par l'urine équivalait à près de 90% de l'effet obtenu par des quantités égales d'engrais minéral à base de nitrate d'ammonium (figure 1.3). L'urine était appliquée avant de semer, au moyen d'un dispositif d'épandage classique pour lisier liquide (figure 1.4).

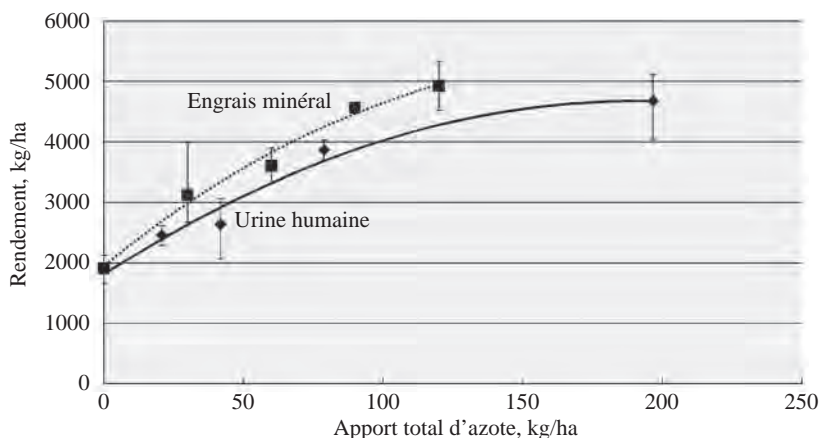


Figure 1.3

Résultats d'essais en plein champ d'utilisation d'urine comme fertilisant pour l'orge, 1999



Figure 1.4

Dispositif classique d'épandage de lisier utilisé pour l'application d'urine

Tableau 1.4 Rendements moyens lors d'essais comparatifs avec terre arable seule et avec un mélange 50/50 de terre arable et de compost de *Fossa alterna*

Type de plante et de sol	Période de croissance	Rendement (g en poids frais), terre arable seule	Rendement (g en poids frais), mélange 50/50 terre arable / compost de <i>Fossa alterna</i>	Amélioration relative du rendement
Epinard, sol d'Epworth (n = 6)	30 jours	72	546	7,6
Covo, sol d'Epworth (n = 3)	30 jours	20	161	8,1
Covo 2, sol d'Epworth (n = 6)	30 jours	81	357	4,4
Laitue, sol d'Epworth (n = 6)	30 jours	122	912	7,5
Oignon, sol de Ruwa (n = 9)	4 mois	141	391	2,8
Poivre vert, sol de Ruwa (n = 1)	4 mois	19	89	4,7
Tomate, sol de Ruwa	3 mois	73	735	10,1

Source : Morgan (2003).

La matière organique d'une personne suffit à fertiliser 200 à 300 m² de culture céréalière pour un rendement de 3000 kg/ha selon la teneur en phosphore. Lorsque le sol est dépourvu de phosphore, il est possible d'appliquer 5 à 10 fois le taux d'élimination. Pour de telles quantités, la majeure partie du phosphore restera et amendera le sol, ce qui se traduira par des augmentations de rendement significatives, sans effets négatifs liés au phosphore ou à la matière organique. Les quantités de fumier de ferme appliquées dans l'agriculture se situent entre 20 et 40 t/ha. Si de grandes quantités de chaux ou de cendre sont utilisées comme additifs, il y a un risque mineur d'effet négatif en cas d'épandage de quantités importantes, du fait du pH élevé résultant de ce traitement pour le sol (pH >7,5–8). Ce risque n'existe cependant que pour des quantités extrêmement importantes ou si le pH du sol est déjà élevé.

Lors d'essais en bacs, au Zimbabwe, avec des fèces compostées à basse température, des légumes comme les épinards, le covo, la laitue, le poivre vert, la tomate ou l'oignon étaient cultivés dans des bacs de 10 litres avec de la terre arable locale, pauvre en nutriments (Morgan, 2003). La croissance des plantes était comparée selon que la terre était utilisée sans addition ou mélangée à un volume égal d'humus dérivé de fèces et d'urine humaines compostées ensemble. L'addition du mélange fèces et urine compostées au sol pauvre de la région s'est traduite par une augmentation considérable des rendements (tableau 1.4).

Volume et composition des eaux ménagères

La production d'eaux ménagères et leur composition dépendent des normes sanitaires, de la sensibilisation à la nécessité d'économiser l'eau, de sa disponibilité et de la composition de l'eau brute (Lens, Zeeman & Lettinga, 2001; Eriksson et al., 2002). Le volume d'eau ménagère et sa composition varient en outre selon le mode vie : taille de la famille, âge des résidents, habitudes alimentaires et détergents utilisés. Les principales sources d'eaux ménagères sont le lavage du linge, la toilette et la cuisine. On présentera

dans ce qui suit les résultats de plusieurs études sur les volumes d'eaux ménagères et leur composition.

Les volumes d'eaux ménagères produits peuvent ne pas dépasser 20 à 30 litres par personne et par jour dans les régions pauvres, où l'eau est souvent transportée par les personnes depuis un point d'alimentation (Ridderstolpe, 2004; Winblad & Simpson-Hébert, 2004). Lorsque la disponibilité augmente, la production d'eaux ménagères augmente également, mais dépasse rarement 100 litres par personne et par jour dans les pays en développement. Dans les pays industrialisés, la production d'eaux ménagères se situe habituellement entre 100 et 200 litres par personne et par jour (les chiffres les plus élevés sont ceux des États-Unis et du Canada) et dépasse parfois 200 litres par personne et par jour (Crites & Tchobanoglous, 1998; Bertagliol et al., 2005). Lors de l'aménagement de nouveaux quartiers résidentiels en Europe, s'accompagnant d'une sensibilisation à la nécessité d'économiser l'eau, la production d'eaux ménagères par tête et par jour est inférieure à 100 litres (tableau 1.5).

En règle générale, les concentrations de nutriments végétaux (azote, phosphore et potassium) et d'agents pathogènes présentant des risques pour la santé sont faibles dans les eaux ménagères (Ottoosson & Stenström, 2003; Jenssen & Vråle, 2004), la majorité

Tableau 1.5 Exemples de production d'eaux ménagères

Lieu	Production d'eaux ménagères (litres par personne et par jour)	Source
Chine, projet d'assainissement écologique	80	EcoSanRes (2005b)
Belgique	85	Bertagliol et al. (2005)
Allemagne	35–65	Panesar & Lange (2001)
Allemagne, écovillage Flintenbreite	60	Ridderstolpe (2004)
Allemagne, Norvège et Suède, nouveaux quartiers résidentiels, économie d'eau	<100	Ridderstolpe (2004); Winblad & Simpson-Hébert (2004)
Norvège, écovillage	81	Kristiansen & Skaarer (1979)
Norvège, résidence universitaire, économie d'eau	112	Jenssen (2001)
Suède, divers écovillages	66–110	Vinnerås et al. (2006)
Suède, norme proposée	100	Vinnerås et al. (2006)
Suède, norme actuelle	150	Vinnerås et al. (2006)
Europe du Nord	110	Lens, Zeemann & Lettinga (2001)
Australie, partie occidentale	112	Ministère de la Santé (2002)
États-Unis	200	Crites & Tchobanoglous (1998); Bertagliol et al. (2005)
Régions en développement	20–30	Ridderstolpe (2004); Winblad & Simpson-Hébert (2004)
Intervalle de variation	70–275	Otterpohl (2002)

des nutriments et agents pathogènes se trouvant dans les excreta. Les indicateurs bactériens tendent à surestimer la charge fécale dans les eaux ménagères du fait d'éventuels phénomènes de recroissance (Manville et al., 2001); une comparaison avec des biomarqueurs chimiques a montré une surestimation de la charge fécale de 100 à 1000 fois (Ottoosson & Stenström, 2003a). La contamination microbienne des eaux ménagères est néanmoins importante et doit être prise en compte dans l'évaluation des risques et le choix des méthodes de traitement.

Les eaux ménagères contribuent à hauteur de 10 à 30 % à l'apport de phosphore dans un système mixte d'eaux usées, et les concentrations sont fonction des détergents utilisés (Rasmussen, Jenssen & Westlie, 1996; Vinnerås, 2002; Jenssen & Vråle, 2004). Si des détergents contenant du phosphore sont utilisés, les concentrations se situent habituellement entre 3 et 7 mg/l. Les eaux ménagères contribuent pour 10 % au maximum à la teneur totale des eaux usées en azote, et la concentration d'azote dans les eaux ménagères est souvent inférieure ou égale à 10 mg/l, avant traitement (Vinnerås, 2002; Jenssen & Vråle, 2004).

Les eaux ménagères contiennent au moins 50 % de la matière organique facilement dégradable contenue dans les eaux usées domestiques – mesurée en termes de demande biochimique en oxygène (DBO) ou de demande chimique en oxygène (DCO) – mais les concentrations sont très variables selon les pratiques des ménages. Dans les pays industrialisés, des quantités excessives de détergents (incluant les shampoings, gels douche, poudres à récurer, etc.) sont couramment utilisées et sont responsables d'une augmentation substantielle de la DBO, en plus de la graisse et de l'huile utilisées pour la préparation des aliments. Dans les cultures où l'huile est couramment utilisée pour la cuisson des aliments, la teneur organique des eaux ménagères peut être très élevée et nécessiter une attention particulière lors de la conception des systèmes de traitement. Si elles sont collectées séparément, les huiles et graisses peuvent être traitées pour produire du biodiesel (Zhang et al., 2003), mais elles peuvent aussi accroître le rendement de biogaz dans la digestion anaérobie. Des exemples de concentrations de divers paramètres de qualité de l'eau mesurées dans des eaux ménagères non traitées ou n'ayant subi qu'un traitement primaire sont présentés au tableau 1.6.

Les concentrations de nutriments dans les eaux ménagères dépendent du rejet massique par tête et de la consommation d'eau. Les rejets par tête en Suède sont présentés au tableau 1.7.

Sur les sites listés au tableau 1.7, des détergents contenant du phosphore étaient utilisés. Selon des études norvégiennes, le rejet massique de phosphore est réduit à 0,2 mg/l par tête lorsque les détergents ne contiennent pas de phosphore (Jenssen & Vråle, 2004). La majeure partie des métaux lourds dans les eaux usées domestiques se trouvent dans la fraction eaux ménagères (Vinnerås, 2002) et il est donc probable que les concentrations de métaux lourds se situent au même niveau que dans les eaux usées domestiques mixtes.

1.5.4 Objectifs du Millénaire pour le Développement

Au Sommet mondial pour le développement durable de 2002 à Johannesburg, des dirigeants du monde entier ont adopté un objectif cible de couverture par des installations d'assainissement – à savoir «de réduire de moitié, d'ici à 2015, la proportion de personnes n'ayant pas accès à des mesures d'assainissement de base» (Nations unies, 2002). Étendre l'accès à des installations d'assainissement améliorées et en généraliser l'utilisation dans de bonnes conditions aurait des conséquences sanitaires d'une grande portée et aiderait à atteindre les objectifs cibles correspondants définis dans les Objectifs du Millénaire pour le Développement.

Tableau 1.6 Concentrations de certains indicateurs de la qualité de l'eau mesurées dans des eaux ménagères non traitées ou n'ayant subi qu'un traitement primaire (effluents de fosses septiques)

Pays/référence	Paramètres							
	DBO ₅ (mg/l)	DCO (mg/l)	Solides en suspension (mg/l)	N total (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	N Kjeldahl (mg/l)	P total (mg/l)	Coliformes fécaux (valeurs log/100 ml)
Canada/Brandes (1978)	149	366	162	11,5	1,7	11,3	1,4 ^a	6,2
Norvège/Kristiansen & Skaarer (1979)	130	341	35	19	11,5		1,3 (0,42 ^b)	5,1
Etats-Unis ^c /Siegrist & Boyle (1981)	178	456	45			15,9	4,4	6,2
Suède, norme/ Naturvårds-verket (1995)	187		107	6,7			4 (1,0 ^b)	
Norvège ^c /Rasmussen, Jenssen & Westlie (1996)	116		39	42,2	36,1		3,97	
Australie/Ministère de la santé (2002)	160		115		5,3	12	8	5,2
Norvège ^c /Jenssen (2001)	88	277	–	8,8	3,8	4,9	1,0 ^b	4–6
Suède, norme proposée/Vinnerås et al. (2006)	260 ^c	520		13,6			5,2	
Allemagne/Li et al. (2004)	73–142			8,7–13,1	2,5		6,8–9,2	4–6
Malaisie ^d /Jenssen et al. (2005)	128	212	75	37	12,6	22,2	2,4	5,8

DBO₅: demande biochimique en oxygène sur 5 jours.

^a Lavage du linge non compris.

^b Détergents sans phosphore.

^c DBO₇: demande biochimique en oxygène sur 7 jours, proposition de norme suédoise.

^d Effluents de fosse septique.

Tableau 1.7 Volume d'eaux ménagères et concentrations de différents paramètres de qualité de l'eau dans les eaux ménagères collectées en zones d'éco-habitat en Suède, comparés à la norme suédoise

Paramètres	Ekoporten	Gebers	Vibyåsen	Norme suédoise	Norme proposée
Volume (litres par personne et par jour)	104	110	66	150	100,0
Masse sèche (g/personne et par jour)	59,2	15,1	29,2	20	59,8
DBO ₇ (g/personne et par jour)		21,1	27,7	28,0	26,0
DCO (g/personne et par jour)		47,9	39,0	72,0	52,1
Azote (g/personne et par jour)	1,7	1,4	0,6	1,0	1,4
Phosphore (g/personne et par jour)	0,4	0,6	0,5	0,3	0,5
Potassium (g/personne et par jour)	4,0	1,0	0,5	0,5	1,0

DBO₇: demande biochimique en oxygène sur sept jours.

Source : valeurs calculées par Vinnerås et al. (2006).

Pour réaliser l'objectif d'assainissement fixé sous l'OMD 7, l'OMS estime que 1,9 milliard de personnes devront accéder à des dispositifs d'assainissement améliorés d'ici à 2015 – 1 milliard de citoyens et 900 millions d'habitants des zones rurales. Ce chiffre tient compte de l'augmentation de population attendue. En 2002, 77% des personnes ne bénéficiant pas de mesure d'assainissement dans le monde (c'est-à-dire 2 milliards de personnes) vivaient en zones rurales. Étendre l'accès à des équipements d'assainissement de base en zones rurales est une priorité et une urgence (OMS/UNICEF, 2004). On prévoit cependant que l'augmentation de la population touchera pour une large part les zones urbaines et périurbaines des pays en développement (où les gens vivent souvent dans des bidonvilles ou des habitats informels).

Sur les 2,6 milliards de personnes ne bénéficiant pas de mesures d'amélioration de l'assainissement, beaucoup sont parmi les plus difficiles à toucher : familles vivant dans des zones rurales reculées ou des bidonvilles, familles déplacées par la guerre ou la famine et familles prises au piège de la pauvreté et de la maladie (OMS/UNICEF, 2004).

Dans les centres urbains et périurbains, l'extension de l'assainissement peut se faire sous forme de raccordement à l'égout (réseaux d'égouts classiques dans les centres urbains, et réseaux simplifiés dans les zones périurbaines ou les bidonvilles). Les systèmes d'égouts sont coûteux à construire et à entretenir et requièrent des volumes d'eau relativement importants pour fonctionner correctement (les systèmes simplifiés consomment moins d'eau que les systèmes complets). Bien que les systèmes d'égouts protègent la santé des utilisateurs, les gains sanitaires peuvent être limités pour la collectivité dans son ensemble, une large part des eaux usées risquant d'être rejetées dans des étendues ou cours d'eau sans traitement approprié ; les utilisateurs en aval sont alors exposés à des agents pathogènes humains par la consommation d'eau non traitée ou d'aliments, et par contact avec de l'eau contaminée.

Si un traitement efficace était disponible au niveau des ménages, avant rejet dans l'environnement ou valorisation, la santé des utilisateurs aval serait mieux protégée.

La pauvreté est reconnue depuis longtemps comme l'un des principaux obstacles au développement durable. Dans de nombreux pays, les agriculteurs pauvres pratiquant une

activité de subsistance n'ont pas accès à des ressources hydriques et n'ont parfois pas les moyens d'acheter des engrais. L'utilisation agricole des excreta et des eaux ménagères offre la possibilité d'agir contre la pauvreté par différentes voies :

- amélioration de la sécurité alimentaire et de la variété nutritionnelle, d'où une réduction de la malnutrition ;
- accroissement des revenus lié à la vente des surplus de production (l'utilisation des excreta et des eaux ménagères peut permettre des récoltes tout au long de l'année, dans certaines régions) ;
- économie de moyens financiers précédemment consacrés aux engrais et qui peuvent désormais être consacrés à d'autres usages productifs.

Cependant, la pauvreté peut aussi être aggravée lorsqu'une mauvaise gestion et des pratiques dangereuses se traduisent par des problèmes de santé publique.

L'utilisation des excreta et des eaux ménagères dans l'agriculture est donc une question-clé en matière de développement, au centre du débat sur l'assainissement. Les foyers pauvres dépensent une plus large part de leurs revenus (50–80 %) pour la nourriture et l'eau que les foyers plus favorisés (Lipton, 1983 ; Programme alimentaire mondial, 1995). Sans l'accès à des ressources comme les excreta et les eaux ménagères, bon nombre de familles pauvres ne pourraient pas couvrir leurs besoins alimentaires ou dépenseraient plus d'argent pour la nourriture et moins pour des activités promotrices de santé comme les soins de santé primaires ou l'éducation.

Le Cadre de Stockholm est une approche intégrée associant évaluation et gestion des risques en vue de lutter contre les maladies liées à l'eau. Bien que ce Cadre ait été conçu pour les maladies infectieuses, il peut aussi s'appliquer aux affections résultant d'expositions à des produits toxiques. Le chapitre 2 donne un aperçu de ses différentes composantes et de son application à l'évaluation et à la gestion des risques associés à l'utilisation des excréta et des eaux ménagères en agriculture. Les mesures de gestion et de surveillance sont traitées de façon plus détaillée aux chapitres 5 et 6.

■ 2.1 Une approche harmonisée pour l'évaluation et la gestion des risques

À l'issue d'une réunion d'experts qui s'est tenue à Stockholm, en Suède, l'OMS a publié le document *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease* (Fewtrell & Bartram, 2001). Ce rapport fournit un cadre harmonisé pour l'élaboration de recommandations et de normes s'appliquant aux dangers microbiens liés à l'eau et à l'assainissement. Le Cadre de Stockholm prévoit l'évaluation des risques pour la santé comme préalable à l'établissement d'objectifs sanitaires et de valeurs guides, la définition des principales démarches de prévention à mettre en œuvre, et l'évaluation de l'impact de ces démarches conjointes sur la santé publique.

Le Cadre de Stockholm incite les pays à prendre en compte le contexte social, culturel, économique et environnemental qui leur est propre et à comparer les risques sanitaires liés par exemple aux eaux ménagères et aux excréta, aux risques pouvant résulter d'expositions microbiennes par d'autres voies telles que l'alimentation, les pratiques d'hygiène, l'eau de boisson ou les contacts avec l'eau dans le cadre d'activités récréatives/professionnelles. Cette approche permet de gérer les maladies infectieuses de façon intégrée et holistique, et non en les isolant des autres maladies ou voies d'exposition. Les effets pathogènes résultant de différentes voies d'exposition peuvent être comparés en utilisant une mesure commune, telle que les années de vie corrigées de l'incapacité (DALY), ou une mesure normalisée pour une population sur une période donnée (voir l'encadré 2.1).

Les directives élaborées par l'OMS dans le domaine de l'eau et de l'assainissement sont en accord avec les principes du Cadre de Stockholm. La troisième édition des *Directives de qualité pour l'eau de boisson* (OMS, 2004a), de même que les volumes I et II des *WHO Guidelines for safe recreational water environments* (OMS, 2003a, 2005), intègrent l'approche harmonisée de l'évaluation et de la gestion des risques préconisée par le Cadre de Stockholm.

■ 2.2 Éléments du Cadre de Stockholm

La figure 2.1 et le tableau 2.1 présentent les différentes composantes du Cadre de Stockholm, et indiquent leurs implications spécifiques dans le domaine de l'utilisation des excréta et des eaux ménagères. Certaines des composantes du Cadre sont traitées plus en détail dans les chapitres suivants du présent document.

■ 2.3 Évaluation de l'exposition environnementale

L'évaluation de l'exposition environnementale fournit des éléments importants pour l'évaluation et la gestion des risques. Elle a pour objet de recenser les dangers présents dans l'environnement et d'évaluer les différentes voies de transmission et d'exposition pour les populations humaines (ou animales).

Encadré 2.1 Années de vie corrigées de l'incapacité (DALY)

Les DALY constituent une mesure de la santé d'une population ou de la charge de morbidité due à une maladie ou à un facteur de risque spécifique. Elles constituent une tentative de mesurer le temps perdu du fait d'une incapacité ou d'un décès résultant d'une maladie, par comparaison avec une vie exempte d'incapacité et de maladie. Les DALY sont calculées en additionnant les années de vie perdues en raison d'un décès prématuré et les années de vie vécues avec une incapacité. Les années de vie perdues sont calculées à partir des taux de mortalité par âge et des espérances de vie standard dans une population donnée. Les années de vie vécues avec une incapacité sont calculées en multipliant le nombre de cas par la durée moyenne de la maladie et par un facteur de gravité compris entre 1 (décès) et 0 (pleine santé), qui dépend de la maladie (la diarrhée aqueuse, par exemple, est associée à un facteur de gravité de 0,09 à 0,12, selon la tranche d'âge) (Murray & Lopez, 1996 ; Prüss & Havelaar, 2001). Les DALY sont un outil important pour comparer des événements sanitaires car elles prennent en compte non seulement les effets sanitaires aigus, mais aussi les effets différés et chroniques –incluant la morbidité et la mortalité (Bartram, Fewtrell & Stenström, 2001).

Lorsque le risque est exprimé en DALY, il permet de comparer différents événements sanitaires (le cancer et la giardiase, par exemple) et de prioriser les décisions en matière de gestion des risques.

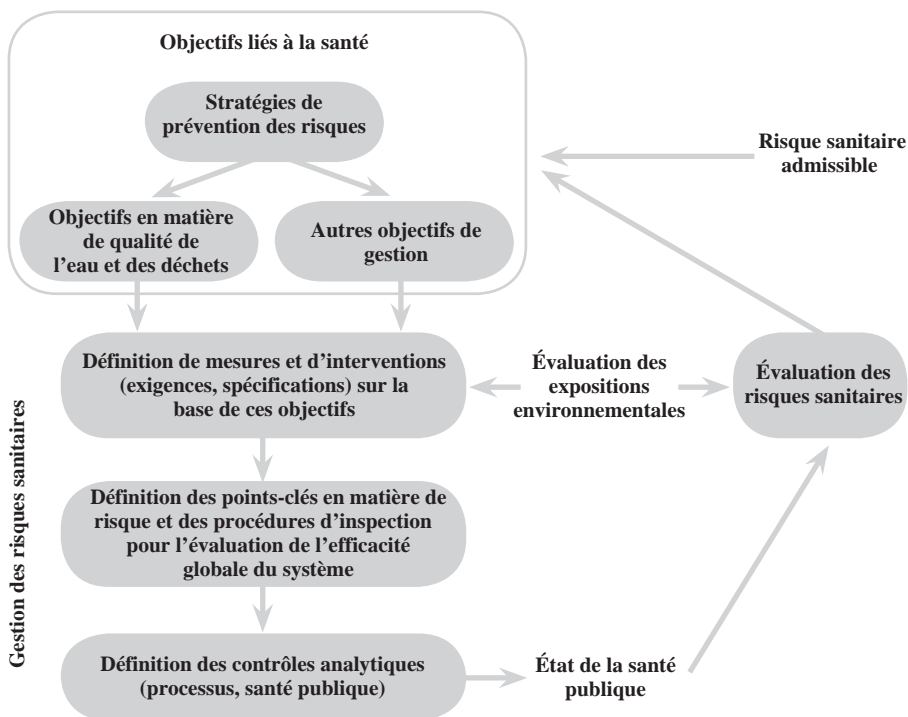


Figure 2.1

Cadre de Stockholm régissant l'élaboration de recommandations harmonisées pour la gestion des maladies infectieuses liées à l'eau (adapté de Bartram, Fewtrell & Stenström, 2001)

Tableau 2.1 Éléments du Cadre de Stockholm et considérations importantes relatives à ces éléments

Composante du Cadre	Processus	Considérations
Évaluation du risque sanitaire	Études épidémiologiques	<p>La meilleure estimation du risque – modérément prudente</p> <p>La présentation des événements sanitaires sous forme de DALY facilite la comparaison des risques entre différentes expositions et différentes priorités.</p>
	QMRA	<p>L'évaluation des risques est un processus itératif – les risques doivent être réévalués périodiquement en fonction des données nouvelles ou de l'évolution du contexte.</p> <p>L'évaluation des risques QMRA est un outil d'estimation des risques, et doit être étayée par d'autres données (enquêtes consécutives à des flambées épidémiques, études épidémiologiques, études du comportement des micro-organismes dans l'environnement, par exemple).</p> <p>Processus dépendant de la qualité des données. L'évaluation des risques doit tenir compte des dégradations transitoires des performances.</p>
Risque sanitaire admissible/ objectifs liés à la santé	Définition des objectifs liés à la santé en relation avec l'évaluation des risques	<p>Ces objectifs doivent être réalistes et réalisables compte tenu des contraintes propres au contexte.</p> <p>La définition des objectifs repose sur une approche de type risque/bénéfice; elle doit prendre en compte le rapport coût/efficacité des différentes interventions.</p> <p>Elle doit tenir compte des sous-populations sensibles.</p> <p>Les agents pathogènes de référence doivent être sélectionnés en fonction des problèmes de contamination, des enjeux liés à leur prévention, et de leur importance pour la santé (il peut être nécessaire de sélectionner plusieurs agents).</p> <p>Les objectifs liés à la santé définissent un effet sanitaire souhaité.</p>
Gestion des risques sanitaires	Définition d'objectifs portant sur la qualité de l'eau et des déchets	<p>Les objectifs liés à la santé doivent servir de base au choix des stratégies de gestion des risques; la prévention des expositions passe par une combinaison de bonnes pratiques et d'objectifs appropriés en matière de qualité de l'eau.</p> <p>Les points à risque doivent être identifiés et utilisés pour anticiper et réduire le plus possible les risques sanitaires; les paramètres de surveillance peuvent être définis autour de ces points à risque.</p> <p>Il convient d'appliquer une approche multibarrières.</p>
	Définition d'autres objectifs en matière de gestion	<p>Surveillance: l'accent doit être mis globalement sur l'inspection/l'audit périodique, et sur des mesures simples pouvant être réalisées rapidement et fréquemment pour fournir des données à la gestion.</p>
	Définition de mesures et d'interventions	<p>Les stratégies de gestion des risques doivent prendre en compte les événements rares ou catastrophiques.</p>
	Définition des points-clés en matière de risque, et des procédures d'inspection	<p>Les contrôles analytiques comprennent par exemple l'analyse des eaux usées et/ou des cultures à la recherche d'<i>E. coli</i> ou d'œufs d'helminthes viables, afin de vérifier que les procédés de traitement présentent l'efficacité souhaitée.</p>
	Définition des contrôles analytiques	<p>Il faut valider l'efficacité des mesures de protection sanitaire afin de s'assurer que le système est en mesure de remplir les objectifs liés à la santé; cette validation s'impose également lors du développement d'un nouveau système ou de l'adjonction de nouvelles barrières; les données obtenues doivent être utilisées pour ajuster le processus de gestion des risques et améliorer la sécurité.</p>

Tableau 2.1 (suite)

Composante du Cadre	Processus	Considérations
État de la santé publique	Surveillance de la santé publique	<p>Nécessité d'évaluer l'efficacité des interventions de gestion des risques sur certains événements sanitaires (à la fois par l'investigation des flambées épidémiques et par l'évaluation des niveaux de fonds des maladies).</p> <p>La surveillance des événements de santé publique fournit les informations nécessaires à un réglage fin du processus de gestion des risques par le biais d'un processus itératif; les procédures d'estimation de la charge de morbidité faciliteront le suivi des événements sanitaires dus à certaines expositions.</p> <p>Les estimations de la charge de morbidité peuvent être utilisées pour replacer les expositions liées à l'eau dans un contexte de santé publique plus large, afin d'être en mesure de prioriser les décisions de gestion des risques.</p>

Source : adapté de Carr & Bartram (2004).

Le principal danger est lié à l'exposition aux agents pathogènes présents dans les excréta fécaux non traités ou insuffisamment traités, transmis par voie féco-orale. L'urine excrétée peut aussi contenir des agents pathogènes, mais dans une moindre mesure, et la gamme d'agents étiologiques concernés est plus restreinte (voir le chapitre 3). Les excréta peuvent contaminer les aliments et l'eau. Certains helminthes présents dans les excréta peuvent en outre infester les humains par contact cutané. Le contact direct avec des matières contaminées, suivi d'ingestion accidentelle via les doigts ou des ustensiles contaminés, constitue une voie de transmission majeure. Ce contact peut survenir avant le traitement, en cours de traitement (notamment lors de la manipulation et de la maintenance) ou lors de l'utilisation/de l'épandage. Les aliments peuvent être contaminés soit directement, dans le cadre de l'utilisation des excréta et des eaux ménagères, soit du fait de pratiques d'hygiène inadaptées lors de la préparation des aliments. Même lorsqu'ils sont cuits avant consommation, les produits fertilisés peuvent être source de contamination si des agents pathogènes présents à leur surface entrent en contact avec d'autres produits ou fluides.

2.4 Évaluation du risque sanitaire

Le *risque* est la probabilité de survenue d'un événement ayant un impact négatif. Le *danger* est l'agent responsable de cet effet indésirable. La notion de risque intègre la probabilité de survenue d'un événement et l'effet qu'aura cet événement sur une population ou sur l'environnement, selon le contexte sociopolitique où il survient (Cutter, 1993).

L'évaluation des risques joue un rôle central en santé publique. Elle peut être réalisée directement, par des études épidémiologiques, ou indirectement, via l'évaluation quantitative du risque microbien (QMRA).

Les études épidémiologiques visent à évaluer les risques sanitaires en comparant les niveaux de morbidité dans la population exposée (population utilisant des excréta/des eaux ménagères dans l'agriculture, par exemple, ou consommant des produits cultivés avec des excréta et des eaux ménagères) aux niveaux mesurés dans une population non exposée, ou témoin. La différence entre ces niveaux de morbidité peut être attribuée à l'utilisation des excréta/des eaux ménagères, sous réserve que les deux populations comparées soient similaires à tous autres égards, notamment par le statut socio-économique

Tableau 2.2 Évaluation d'effets quantifiables sur la santé humaine : la démarche QMRA

Étape	Objectif
1. Identification des dangers	Décrire les effets aigus et chroniques sur la santé humaine associés à un danger particulier, tel qu'un agent pathogène ou un produit chimique toxique
2. Caractérisation des dangers	Évaluer la relation dose-réponse, afin de caractériser la relation entre dose administrée et effet sur la santé, en tenant compte des mécanismes sous-jacents et des questions d'extrapolation à l'homme des systèmes modèles
3. Évaluation des expositions	Déterminer la taille et la nature de la population exposée, ainsi que la voie, le niveau et la durée d'exposition
4. Caractérisation des risques	Intégrer les données fournies par les étapes d'évaluation de l'exposition, de caractérisation des dangers et d'identification des dangers pour estimer l'ampleur du problème de santé publique et évaluer la variabilité et l'incertitude

Source : adapté d'OMS (2003a).

et l'origine ethnique. Les facteurs de confusion et les biais pouvant influencer sur ces résultats doivent être pris en compte. Peu d'études épidémiologiques ont été consacrées à l'utilisation des excreta et des eaux ménagères dans l'agriculture. Blumenthal & Peasey (2002) ont réalisé une revue de certaines d'entre elles (voir le chapitre 3).

Pour l'évaluation indirecte des risques par QMRA, on procède généralement par étapes. *L'analyse du risque* couvre les trois composantes de l'évaluation du risque (QMRA), de la gestion du risque, et de la communication sur le risque (Haas, Rose & Gerba, 1999). *L'évaluation du risque* est la caractérisation qualitative ou quantitative et l'estimation des effets potentiels sur la santé résultant de l'exposition des individus ou des populations aux dangers (ici les agents microbiens). La *gestion du risque* est le processus de maîtrise des risques, par l'appréciation des différentes hypothèses et le choix de méthodes d'action appropriées, compte tenu des données chiffrées, des éléments techniques, des facteurs économiques et juridiques et des aspects politiques. La *communication sur le risque* consiste à informer les gestionnaires, les parties prenantes, les fonctionnaires et le public des risques existants. Elle tient compte des perceptions du public et des aptitudes à échanger des informations.

La QMRA peut être utilisée comme outil prédictif pour estimer indirectement le risque pour la santé humaine, en s'appuyant sur le taux d'infection ou de maladie, les densités de certains agents pathogènes, les taux d'ingestion estimés ou mesurés et des modèles dose-réponse appropriés pour les populations exposées. La QMRA comporte habituellement quatre étapes (tableau 2.2). Des exemples d'application de la QMRA à l'estimation des risques pour la santé liés à l'utilisation agricole des excreta et des eaux ménagères sont présentés au chapitre 3.

L'identification des dangers et la formulation du problème constitue toujours la première étape de la planification. Elle permet d'identifier les objectifs et la cible de l'évaluation des risques, et peut aussi inclure les aspects réglementaires et politiques de l'évaluation.

Dans la *caractérisation des dangers*, l'exposition et les effets sur la santé sont décrits en faisant notamment appel aux informations disponibles sur les agents pathogènes présents dans une situation ou un environnement donné. Cette description inclut l'ensemble des maladies associées, chez l'homme, aux micro-organismes identifiés (Haas, Rose & Gerba, 1999). Un modèle conceptuel est développé, qui décrit les interactions des agents pathogènes avec la population considérée ainsi que les hypothèses for-

mulées et les tentatives de traiter certaines questions spécifiques et d'identifier les données qui font défaut.

La relation dose-réponse entre les agents microbiens et le taux d'infection dans une population est rarement estimée directement, mais se fonde généralement sur les résultats d'études sur des volontaires, publiés dans la littérature. Une relation mathématique est établie entre la dose et la probabilité d'infection (Teunis et al., 1996 ; Haas, Rose & Gerba, 1999), en appliquant soit un modèle exponentiel (alinéa 1 de l'encadré 2.2) soit un modèle β -Poisson (alinéa 2 de l'encadré 2.2).

Encadré 2.2 Exemple de détermination mathématique de la relation dose-réponse

Les calculs sont effectués comme suit :

- 1) Distribution aléatoire et probabilité d'infection pour un organisme égale r : $P_{inf} = 1 - e^{-rDose}$
- 2) La probabilité r n'est pas constante et a sa propre distribution (distribution β) due soit à l'organisme, soit à la population exposée, avec α et β tels que :

$$P_{inf} \approx 1 - (1 + Dose/\beta)^{-\alpha}$$

Le modèle β -Poisson concorde bien avec de nombreux ensembles de données dose-réponse et fournit une estimation prudente en cas d'extrapolation à de faibles doses (Teunis et al., 1996) ; la relation exponentielle est applicable dans le cas d'agents pathogènes pour lesquels on ne dispose pas d'études dose-réponse ou auxquels sont exposées des populations vulnérables, ainsi que pour l'étude du scénario le plus défavorable (figure 2.2). On peut alors appliquer $r = 1$, ce qui donne un modèle générique à un seul paramètre r , dans lequel l'ingestion, l'inhalation ou le contact avec un seul organisme se traduira par : $P_{inf} = 0,63$.

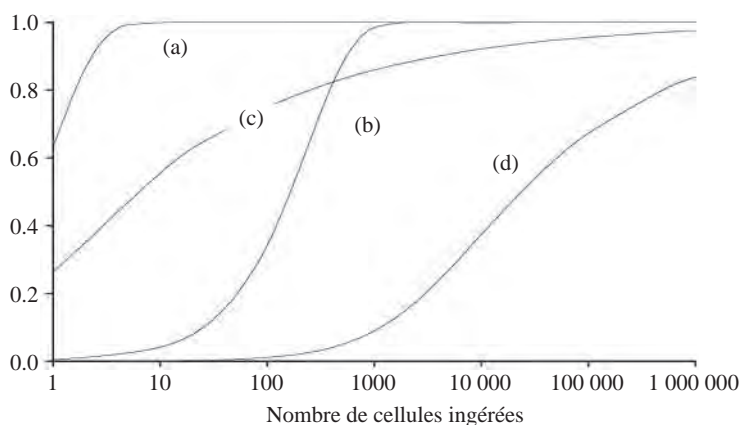


Figure 2.2

Probabilité d'infection en cas d'ingestion de cellules pathogènes pour différentes relations dose-réponse : modèles exponentiels pour a) scénario le plus défavorable et b) *Cryptosporidium* ; modèles β -Poisson pour c) rotavirus et d) *Salmonella*

L'évaluation de l'exposition décrit la taille et la nature de la population exposée, ainsi que la durée et la fréquence d'exposition et les voies d'exposition. Les éléments suivants sont pris en compte :

- caractérisation de l'agent pathogène : détermination des propriétés de l'agent affectant sa capacité de transmission et son pouvoir pathogène chez l'hôte ;
- occurrence de l'agent pathogène : caractérisation de la présence et de la distribution de l'agent pathogène, comprenant des données relatives à sa capacité de survie, sa persistance et sa croissance.

Le profil d'exposition fournit une description qualitative et/ou quantitative du niveau, de la fréquence et des modèles d'exposition, et une caractérisation de la source et de la nature temporelle de l'exposition. La dose d'agent pathogène est calculée à partir de la densité de l'organisme pour la voie considérée, multipliée par le volume ingéré. Les densités sont soit basées sur la prévalence des agents pathogènes eux-mêmes, soit estimées à partir d'organismes indicateurs (Ashbolt et al., 2006).

L'analyse peut intégrer des facteurs tels que la vulnérabilité, ou l'influence de traits sociaux et/ou comportementaux sur la susceptibilité ou la gravité. L'affection clinique associée à l'agent est décrite brièvement, avec des indications sur la durée du stade clinique, la mortalité et les séquelles.

La *caractérisation du risque* intègre les données relatives à l'identification du risque, à la caractérisation du danger et à l'évaluation de l'exposition, pour estimer l'ampleur du problème de santé publique et évaluer la variabilité et l'incertitude. Les données étant généralement incomplètes et la densité d'agents pathogènes étant fluctuante, les fonctions de densité de probabilité et les simulations de Monte-Carlo sont préférables aux estimations ponctuelles ou aux valeurs constantes dans les calculs de risque. Le risque microbien (probabilité d'infection P_{inf}) est présenté soit comme le rapport entre le nombre de personnes infectées et le nombre de personnes exposées, soit comme le nombre total d'infections par an ou sur la durée de vie du système (Fane, Ashbolt & White, 2002). Du point de vue de la gestion, les performances et la fiabilité d'un système pourraient être plus importantes que le nombre absolu d'infections.

■ 2.5 Risque sanitaire admissible et objectifs liés à la santé

Il faut bien distinguer le niveau de risque d'infection admissible et le risque de maladie. Divers facteurs déterminent si l'infection par un agent pathogène donné conduira à la maladie (virulence, statut immunitaire d'un individu, etc.). Ainsi, les infections par le virus de l'hépatite A sont généralement asymptomatiques chez l'enfant, mais s'accompagnent souvent de symptômes cliniques chez l'adulte. Le taux d'infection étant plus difficile à détecter que les symptômes de la maladie, il est plus facile de fonder les objectifs liés à la santé sur la morbidité.

2.5.1 Risque admissible

Les évaluations de risque se réfèrent à des objectifs de santé. Un niveau de risque admissible est établi par une autorité nationale compétente, ou décidé au niveau politique. La définition de ce qui est admissible peut être fondée sur la prévalence actuelle d'une affection à transmission féco-orale dans une population donnée, et sur la réduction ou l'augmentation significative de cette prévalence pouvant résulter de l'utilisation d'excreta et d'eaux ménagères en agriculture. Le risque admissible peut être envisagé dans le

contexte du risque total résultant de toutes les expositions, les décisions de gestion du risque permettant de s'attaquer prioritairement aux principaux risques. Les risques admissibles peuvent être établis dans une perspective d'adaptation et d'amélioration continue.

Pour les cancérogènes chimiques dans l'eau de boisson, des valeurs guides ont été fixées sur la base d'un excès de risque maximal de 10^{-5} (OMS, 2004a). Cela signifie qu'il y aurait au maximum un cas de cancer en excès sur 100 000 personnes ingérant pendant toute leur vie de l'eau de boisson contenant la substance incriminée à une concentration correspondant à la valeur guide. La charge de morbidité associée à ce niveau de risque, ajustée pour la gravité de la maladie, équivaut approximativement à 1×10^{-6} DALY (1 μ DALY) (OMS, 2004a). Ce niveau est comparable à celui d'une maladie moins grave, mais plus fréquente, telle que la diarrhée spontanément résolutive provoquée par un agent pathogène microbien. La charge de morbidité estimée pour la diarrhée bénigne, avec un taux de mortalité de l'ordre de 1×10^{-5} , par exemple, et un risque de maladie annuel de 1 sur 1000 (10^{-3}) (soit un risque de 1 sur 10 sur la durée d'une vie) est également de l'ordre de 1×10^{-6} DALY (1 μ DALY) (OMS, 2004a).

2.5.2 Objectifs liés à la santé

Les objectifs liés à la santé doivent s'inscrire dans une politique de santé publique globale et prendre en compte la situation, les tendances en matière d'utilisation d'excréta et d'eaux ménagères, ainsi que la contribution de cette utilisation à la transmission de maladies infectieuses, dans un contexte particulier comme dans le cadre général de la gestion de la santé. Le but, en fixant ces objectifs, est de définir des étapes importantes pour guider et enregistrer les progrès vers un objectif sanitaire prédéterminé. Pour garantir une protection et une amélioration efficaces de la santé, ces objectifs doivent être réalistes et adaptés aux conditions locales, et peuvent être liés directement aux stratégies de gestion. Cela implique normalement un réexamen et une mise à jour périodiques des priorités et des objectifs, qui à leur tour nécessiteront une révision des normes et des standards pour prendre en compte ces facteurs et les évolutions des données disponibles (OMS, 2004a).

Les objectifs liés à la santé utilisent comme référence le risque admissible de maladie afin de fixer des objectifs de performances spécifiques visant à ramener à ce niveau le risque de maladie. L'exposition par différentes voies de transmission à diverses concentrations d'agents pathogènes est associée à un certain niveau de risque. Réduire ce risque implique donc de limiter le plus possible les expositions ou les concentrations d'agents pathogènes.

Les objectifs liés à la santé peuvent être exprimés sous forme de combinaisons de diverses composantes, ou de paramètres isolés, comme le montrent les exemples suivants :

- *Résultat sanitaire* : fondé sur des études épidémiologiques, la surveillance de santé publique ou la QMRA (DALY ou absence d'une maladie particulière) ;
- *Qualité des excréta ou des eaux ménagères* : exprimée par exemple par les concentrations d'œufs de nématodes intestinaux viables et/ou d'*E. coli* ;
- *Performances* : objectif relatif à l'élimination d'agents pathogènes, par exemple, par la combinaison d'exigences en matière de traitement, de pratiques de manipulation et de normes de qualité (chapitres 4 et 5). Les performances peuvent être évaluées de manière approximative par le biais d'autres paramètres : temps de stockage, température, etc.

- *Spécification d'une technologie*: spécification d'un procédé de traitement, etc., soit à titre général, soit dans un contexte d'utilisation particulier.

■ 2.6 Gestion des risques

Les objectifs sanitaires renvoient à une série de démarches de base en matière de prévention. La gestion des risques impose d'évaluer les risques pour la santé aux points-clés du processus d'utilisation des excreta et des eaux ménagères (génération, point d'utilisation, consommation des produits en bout de chaîne). Les stratégies de gestion des risques s'appliquent à des facteurs contrôlables tels que :

- les comportements (lavage des mains au savon, adjonction de chaux aux fèces, par exemple) ;
- les techniques de traitement ;
- les modes opératoires : épandage dans les champs ; exploitation et maintenance des équipements ;
- les mesures de protection : cuisson des aliments avant consommation ; port de vêtements de protection en cas de contact avec les déchets.

Pour protéger au mieux la santé publique, plusieurs stratégies peuvent être appliquées simultanément, afin de multiplier les barrières à la transmission de maladies.

L'impact des actions de gestion des risques ne peut être mesuré que si l'on connaît l'état de santé de référence dans la population considérée, ou s'il est possible de le déterminer de façon approximative. De la même façon, le risque admissible et les objectifs sanitaires ne peuvent être définis que si l'on a un minimum de données sur l'incidence et la prévalence des infections et des maladies dans la collectivité, sur les types de maladies qui peuvent résulter de l'utilisation des excreta et des eaux ménagères et sur la vulnérabilité de différents sous-groupes de population (personnes présentant un déficit immunitaire, par exemple, ou une susceptibilité particulière à certains dangers).

L'information sur les niveaux de fonds d'une affection à transmission féco-orale dans la population peut être fondée sur les données recueillies auprès des structures de soins de santé locales, la surveillance de santé publique, des analyses de laboratoire, des études épidémiologiques ou un travail de recherche spécifique dans la région concernée par le projet. Les flambées de maladies infectieuses fournissent des éléments d'information complémentaires. Il faut tenir compte des fluctuations saisonnières – pendant la saison humide, par exemple, ou la saison froide – dans l'incidence des maladies (le pic des infections à rotavirus, par exemple, se situe en saison froide). Pour évaluer l'utilisation des excreta et des eaux ménagères dans une région donnée, il est utile de connaître l'évolution tendancielle des maladies (diminution ou augmentation de l'incidence). Des niveaux de fonds élevés (pour les infestations par des vers intestinaux, par exemple) ou des flambées épidémiques (choléra, par exemple) peuvent être le signe que les procédures de gestion des risques n'ont pas été appliquées correctement et doivent être renforcées ou reconsidérées.

Les stratégies de gestion des risques liés aux excreta et aux eaux ménagères visent à réduire à un minimum les expositions aux agents pathogènes, par la mise en place de barrières multiples. Elles consistent à combiner les mesures suivantes, par exemple :

- stockage et traitement sur site pour ramener les agents pathogènes à un niveau correspondant à un risque admissible ;

Tableau 2.3 Mortalité dans le monde et nombre de DALY dus à certaines maladies ayant un lien avec l'utilisation d'excreta et d'eaux usées

Maladie	Mortalité (décès/an)	Charge de morbidité (DALY/an)	Commentaires
Diarrhée	1 798 000	61 966 000	99,8% des décès surviennent dans les pays en développement, et 90% d'entre eux concernent des enfants
Typhoïde	600 000	N.D.	Estimée à 16 millions de cas par an
Ascariidiose	3 000	1 817 000	Nombre de personnes infectées estimé à 1,45 milliard, dont 350 millions souffrant d'effets indésirables
Ankylostomiase	3 000	59 000	Nombre de personnes infectées estimé à 1,3 milliard, dont 150 millions souffrant d'effets indésirables
Schistosomiase	15 000	1 702 000	Maladie rencontrée dans 74 pays; nombre de personnes infectées dans le monde estimé à 200 millions, dont 20 millions subissant des conséquences sévères de cette infection
Hépatite A	N. D.	N. D.	Nombre de cas par an dans le monde estimé à 1,4 million; sérologie témoignant d'une infection antérieure dans 15% à près de 100% des cas

N. D. : données non disponibles

Sources: OMS (2000, 2003b, 2003c, 2004b).

- traitement additionnel hors site pour réduire encore la présence d'agents pathogènes;
- restrictions relatives aux produits: culture de végétaux qui, soit ne sont pas destinés à l'alimentation, soit sont traités (cuits) avant consommation;
- techniques d'épandage des excreta et des eaux ménagères limitant l'exposition des travailleurs et la contamination des produits (période de retrait suffisante entre l'épandage et la récolte, zones tampon);
- méthodes de prévention de l'exposition: contrôle d'accès du public; port de vêtements de protection par les travailleurs; lavage, désinfection et/ou cuisson des aliments avant consommation.

2.7 État de la santé publique

Dans de nombreux pays, les excreta et les eaux ménagères contiennent de fortes concentrations d'agents pathogènes et les infections liées aux excreta sont fréquentes. L'absence de traitement et de gestion appropriés des eaux usées et des excreta dans le monde a une incidence directe sur la santé et l'environnement. Les excreta humains sont en cause dans la transmission de nombreuses maladies infectieuses comme le choléra, la typhoïde, divers types d'hépatites virales, la poliomyélite, la schistosomiase et l'infestation par divers types d'helminthes. La plupart des maladies dues aux excreta surviennent chez des enfants vivant dans des pays pauvres. L'OMS estime que la diarrhée est responsable à elle seule de 3,2% des décès et de 4,2% des DALY dans le monde (OMS, 2004b). Toujours d'après les estimations de l'OMS, 16 millions de personnes contractent chaque année la typhoïde et plus d'un milliard de personnes présentent une infestation par des helminthes intestinaux (OMS, 2000, 2003b, 2003c, 2004b). La diarrhée ou les affections

gastro-intestinales sont souvent utilisées comme données indirectes pour évaluer l'ensemble des maladies infectieuses liées aux excreta. Mead et al. (1999) ont estimé qu'aux États-Unis, une personne (toutes tranches d'âge confondues) présentait chaque année en moyenne 0,79 épisodes de gastro-entérite aiguë (avec diarrhée, vomissement ou les deux). Les taux de gastro-entérite aiguë chez l'adulte sont généralement du même ordre dans le monde entier. Chez les enfants, toutefois, en particulier ceux qui vivent dans des situations à risque (manque d'hygiène, absence de mesures d'assainissement, eau de mauvaise qualité), le taux d'affections gastro-intestinales est généralement plus élevé. Kosek, Bern & Guerrant (2003) ont montré que dans les pays en développement, chez les enfants de moins de cinq ans, la médiane s'établissait à 3,2 épisodes de diarrhée par enfant et par an.

Le tableau 2.3 fournit des estimations de la mortalité et de la morbidité pour certaines maladies pouvant présenter un lien avec l'utilisation d'excreta et d'eaux ménagères dans l'agriculture.

3

ÉVALUATION DES RISQUES SANITAIRES

L'utilisation d'excreta et d'eaux ménagères dans l'agriculture peut avoir des conséquences sanitaires tant positives que négatives. Les effets positifs résultent de l'utilisation en sécurité d'excreta et d'eaux ménagères traités, particulièrement lorsque cette utilisation permet d'améliorer la sécurité alimentaire des ménages, de diversifier les apports nutritionnels et/ou de générer un revenu qui peut être consacré à des activités promotrices de santé comme l'éducation ou l'accès à de meilleurs soins de santé. Cependant, ces bénéfices ont rarement été quantifiés de façon systématique. La valeur des excreta comme engrais a été exposée au chapitre 1.

Les effets négatifs sur la santé résultent de la transmission de maladies infectieuses liée à une mauvaise gestion des excreta et des eaux ménagères, et, dans une moindre mesure, de l'exposition aux produits chimiques. Ce chapitre donne un aperçu des organismes présents dans les fèces et l'urine qui peuvent avoir une incidence sur la santé publique. Les risques microbiens liés aux eaux ménagères sont fonction de la charge de matière fécale, qui est beaucoup plus faible que dans les eaux usées. Les matières organiques facilement dégradables peuvent donner lieu à une recroissance des bactéries indicatrices dans les eaux ménagères. Ce point sera traité brièvement. Les risques pour les consommateurs seront analysés d'un point de vue épidémiologique. Ce chapitre résume en outre les informations disponibles sur la survie/le dépérissement des agents pathogènes dans les fèces, l'urine et les systèmes d'eaux ménagères, dans une démarche intégrée d'évaluation des risques. L'évaluation des risques pour la santé selon la démarche définie par le Cadre de Stockholm (voir le chapitre 2) sera illustrée à partir d'exemples relatifs aux fèces, à l'urine et aux eaux ménagères.

3.1 Bénéfices pour la santé

Les bénéfices pour la santé liés aux excreta résultent principalement de leur valorisation comme fertilisants pour améliorer la productivité des cultures et, par conséquent, la disponibilité des produits agricoles. L'utilisation d'excreta comme fertilisants a surtout été pratiquée jusqu'ici à petite échelle, en région rurale ou dans l'agriculture urbaine, comme on l'a vu au chapitre 1. Principalement utilisées pour l'irrigation, les eaux ménagères sont également bénéfiques pour la production agricole. Elles constituent une ressource importante pour les populations pauvres, en particulier dans les régions connaissant une pénurie d'eau. Les bénéfices indirects pour la santé tiennent en outre à leur valeur économique (chapitre 9) et à la réduction de leur impact environnemental (chapitre 8). Si les bénéfices résultant de l'utilisation des excreta comme fertilisants sont bien établis, l'apport des eaux ménagères a été moins bien étudié.

L'amélioration de la nutrition est essentielle pour préserver l'état de santé général des individus et des communautés, en particulier pour les enfants. On estime que dans les pays en développement, la malnutrition intervient de façon significative dans 50% des décès chez l'enfant (10,4 millions d'enfants de moins de cinq ans meurent chaque année) (Rice et al., 2000; OMS, 2000). La malnutrition touche quelque 800 millions de personnes (20% de la population) dans les pays en développement (OMS, 2000). Les excreta et les eaux ménagères, qui constituent des sources d'engrais facilement accessibles, peuvent contribuer, s'ils sont bien gérés, à réduire la malnutrition, mais ils peuvent aussi être à l'origine de phénomènes de malnutrition (déficience en fer, anémie, notamment) liés à l'ankylostome, par exemple, si des stratégies de gestion appropriées ne sont pas mises en œuvre (voir le chapitre 5).

Lorsque la pauvreté, la malnutrition et l'absence d'accès à une eau de boisson de qualité et à des systèmes d'assainissement appropriés se cumulent, il en résulte une spirale descendante qui se traduit, au niveau individuel, par les phénomènes suivants :

- Le manque de nourriture et la consommation d'aliments insuffisamment nutritifs peut rendre les plus démunis plus sujets à la maladie.
- Une nourriture inadéquate et inadaptée conduit à un retard de développement (un enfant de moins de cinq ans sur trois présente un retard de développement, dans les pays en développement) et/ou à une mort prématurée.
- Les régimes alimentaires déficients provoquent des problèmes de santé (100 à 140 millions d'enfants ont un déficit de vitamine A; 4 à 5 milliards d'individus sont atteints d'une déficience en fer; et 2 milliards de personnes sont anémiques); la malnutrition accroît le risque de maladie.
- Le système immunitaire est incapable de réagir à des infections souvent multiples.
- La maladie affecte la capacité des individus à cultiver ou à acheter des aliments nutritifs.

Les ressources (et parmi elles les excréta et les eaux ménagères) qui permettent d'améliorer la capacité des ménages à produire ou à acheter des quantités suffisantes d'aliments nutritifs peuvent avoir un impact positif sur la santé des individus et de la collectivité.

3.2 Infections liées aux excréta

La première étape de toute démarche d'évaluation des risques est l'identification des dangers. Pour évaluer les risques d'infection liés aux excréta, il faut identifier les agents pathogènes présents dans un contexte et dans des conditions spécifiques, ou en relation avec des actions spécifiques. Les infections en cause sont communes dans la population de nombreux pays, et se traduisent par des concentrations élevées d'agents pathogènes excrétés.

Plusieurs facteurs déterminent la probabilité de transmission des agents pathogènes :

- caractéristiques épidémiologiques (dose infectieuse, latence, hôtes et hôtes intermédiaires, en particulier);
- persistance dans divers environnements hors de l'organisme humain (et potentiel de croissance);
- principales voies de transmission;
- sensibilité relative à différentes techniques de traitement;
- mesures de prévention mises en œuvre.

Ces facteurs sont pris en compte au stade de l'identification des dangers. Les agents microbiens en cause sont identifiés, ainsi que le spectre de la pathologie humaine associée à chaque agent pathogène. L'immunité acquise et les expositions multiples (expositions répétées ou par des voies différentes, par exemple) doivent être prises en compte. Dans la mesure où il n'est pas possible d'évaluer l'impact potentiel de tous les agents pathogènes présents dans les excréta, il est courant d'en retenir quelques-uns comme indicateurs (lorsqu'on évalue leur réduction par différentes barrières, le terme de « pathogènes index » est souvent utilisé).

La prévalence des agents pathogènes liés aux excréta dans une population humaine donne la mesure de leur présence dans l'environnement. Les facteurs-clés à prendre en compte à ce stade de l'évaluation des dangers sont les suivants :

- prévalence et incidence de la maladie (corrigées, si possible, pour tenir compte de la sous-déclaration);
- pourcentage de sujets infectés déclarant la maladie (morbidité, variable selon les organismes);
- densité d'excrétion (variable selon les organismes);
- durée d'excrétion et prévalence des porteurs asymptomatiques (variable selon les organismes);
- voie d'excrétion (fèces ou urine).

Le taux de prévalence de la maladie est le nombre de cas cliniques causés par un agent pathogène donné à un moment donné, généralement exprimé en nombre de cas pour 100 000 habitants. Le taux d'incidence est le nombre de nouveaux cas divisé par la population totale sur une période de temps donnée, habituellement un an, généralement exprimé en nombre de nouveaux cas pour 100 000 habitants sur cette même période. L'incidence varie selon la situation épidémiologique prévalant dans une région donnée. Cependant, le nombre de cas signalés est souvent très en deçà du nombre de cas réels, car le sujet infecté doit être symptomatique, identifié par le système de soins, correctement diagnostiqué, et déclaré. Des estimations de la sous-déclaration (correspondant au nombre de cas existant dans la collectivité en plus des cas déclarés) sont présentées au tableau 3.1. En règle générale, ce sont les agents pathogènes occasionnant les symptômes les moins graves qui sont le moins déclarés (Wheeler et al., 1999).

La prévalence de l'infection et la quantité de fèces excrétées déterminent la concentration d'agents pathogènes au moment de l'excrétion. Le risque résultant sera fonction de divers facteurs: (1) la persistance (ou recroissance, ou latence dans l'environnement) des agents pathogènes, variable selon l'environnement récepteur et l'organisme; (2) les facteurs de dilution (selon la quantité de fèces humaines contaminant les eaux ménagères, par exemple); (3) la voie d'exposition (et la fréquence de l'exposition); et (4) la dose (c'est-à-dire la quantité de matière, donc le nombre d'agents pathogènes, à laquelle une personne est exposée). Les risques varient en raison de la dose infectieuse de l'organisme

Tableau 3.1 Exemples de données épidémiologiques pour certains agents pathogènes

Pathogène	Incidence (sur 100 000 personnes)	Sous- déclaration	Morbidité (%)	Excrétion (par gramme de fèces)	Durée (jours)	DI ₅₀
<i>Salmonella</i>	42–58	3,2	6–80	10 ^{4–8}	26–51	23 600
<i>Campylobacter</i>	78–97	7,6	25	10 ^{6–9}	1–77	900
EHEC	0,8–1,4	4,5–8,3	76–89	10 ^{2–3}	5–12	1120
Virus de l'hépatite A	0,8–7,8	3	70	10 ^{4–6}	13–30	30
Rotavirus	21	35	50	10 ^{7–11}	1–39	6
Norovirus	1,2	1562	70	10 ^{5–9}	5–22	10
Adénovirus	300	-	54	-	1–14	1,7
<i>Cryptosporidium</i>	0,3–1,6	4–19	39	10 ^{7–8}	2–30	165
<i>Giardia</i>	15–26	20	20–40	10 ^{5–8}	28–284	35
<i>Ascaris</i>	15–25	-	15	10 ⁴	107–557	0,7

Source: Westrell (2004).

considéré et de la vulnérabilité de la population. Pour qu'une personne soit infectée lors d'une exposition à un agent pathogène, il faut que celui-ci franchisse les mécanismes de défense de l'hôte. La dose infectieuse médiane (DI_{50}) est la dose d'agent pathogène pour laquelle 50% d'une population sera infectée. Une personne infectée excrète des agents pathogènes, souvent en très grand nombre et pendant de nombreux jours (tableau 3.1). Cependant, toutes les infections ne sont pas symptomatiques. La morbidité correspond au pourcentage de personnes qui présenteront des symptômes cliniques en cas d'infection.

Les valeurs du tableau 3.1 proviennent de régions développées. Les données sur l'incidence du norovirus et de l'adénovirus sont basées sur les travaux de Wheeler et al. (1999) et, pour *Ascaris*, de Arnbjerg-Nielsen et al. (2004), au Danemark, et sont assorties de valeurs correspondant à la sous-déclaration (Mead et al., 1999; Wheeler et al., 1999; Michel et al., 2000; Carrique-Mas et al., 2003) et à la morbidité (Feachem et al., 1983; Van et al., 1992; Graham et al., 1994; Gerba et al., 1996; Lemon, 1997; Haas, Rose & Gerba, 1999; Tessier & Davies, 1999; Havelaar, de Wit & van Koningsveld, 2000; Michel et al., 2000).

3.2.1 Agents pathogènes dans les fèces

Les infections intestinales peuvent être transmises par des espèces pathogènes de bactéries, de virus, de protozoaires parasites ou d'helminthes. En ce qui concerne le risque, l'exposition à des fèces non traitées est toujours considérée comme non sûre, en raison de la présence potentielle de niveaux élevés d'agents pathogènes, selon leur prévalence dans une population donnée.

Les entérobactéries pathogènes demeurent une préoccupation majeure, particulièrement dans les pays en développement, où les épidémies de choléra, de typhoïde et de shigellose semblent plus fréquentes dans les zones urbaines et périurbaines. Dans les régions où l'accès à un assainissement approprié est inexistant ou insuffisant, la fièvre typhoïde (*Salmonella typhi*) et le choléra (*Vibrio cholerae*) constituent des risques majeurs du fait de la contamination de l'eau de boisson. *Shigella* est une cause courante de diarrhée dans les pays en développement, particulièrement lorsque l'hygiène et l'assainissement sont insuffisants. Parmi les bactéries, au moins *Salmonella*, *Campylobacter* et *E. coli* entérohémorragique (EHEC), présentes tant dans les pays industrialisés que dans les pays en développement, constituent une préoccupation générale sous l'angle des risques microbiens liés à l'utilisation de divers produits fertilisants (fèces, boues d'épuration, fumier animal, notamment). Ces bactéries sont également importantes en tant qu'agents de zoonoses (transmission entre humains et animaux, avec contamination par les fèces/le fumier).

Les entérovirus sont également une préoccupation générale et sont aujourd'hui considérés comme responsables de la plupart des infections gastro-intestinales dans les pays industrialisés (Svensson, 2000). Parmi les différents types de virus qui peuvent être excrétés dans les fèces, les plus communs font partie des groupes entérovirus, rotavirus, adénovirus entériques et calicivirus humains (norovirus) (Tauxe & Cohen, 1995). Le virus de l'hépatite A est reconnu depuis longtemps comme un problème majeur en lien avec la valorisation des déchets dans l'agriculture et est considéré comme un facteur de risque d'épidémies transmises tant par l'eau que par les aliments, en particulier lorsque les normes sanitaires sont basses. On commence à reconnaître l'importance du virus de l'hépatite E.

Les protozoaires parasites *Cryptosporidium parvum* et *Giardia intestinalis* ont fait l'objet d'études intensives ces dix dernières années, du fait notamment de leur persistance

élevée dans l'environnement et de la faiblesse des doses infectieuses. *Cryptosporidium* est associé à un grand nombre d'épidémies de grande ampleur dues à l'eau, et *Giardia* est un pathogène entérique de prévalence élevée. *Entamoeba histolytica* est également reconnue comme un agent infectieux préoccupant dans les pays en développement. L'importance globale d'autres protozoaires comme *Cyclospora* et *Isospora* fait actuellement l'objet d'un débat.

Dans les pays en développement, les infections par des géo-helminthes sont un problème majeur. Les œufs d'*Ascaris* et de *Taenia*, en particulier, sont persistants dans l'environnement et sont donc considérés comme un indicateur et un index de qualité hygiénique (OMS, 1989). L'ankylostomiase est largement répandue dans la plupart des régions tropicales et subtropicales et affecte près d'un milliard de personnes dans le monde. Dans certains pays en développement, ces infections exacerbent la malnutrition et causent indirectement la mort de nombreux enfants en augmentant leur susceptibilité à d'autres infections.

Parmi les vers trématodes parasites responsables de la schistosomiase, les œufs d'une espèce, *Schistosoma haematobium*, sont excrétés principalement dans l'urine (voir ci-après), alors que les œufs d'autres espèces (*S. japonicum*, *S. mansoni* et *S. mekongi*) sont excrétés dans les fèces. Leur distribution géographique est également différente. *S. japonicum* est présent dans la région Ouest-Pacifique (Chine et Philippines, principalement), *S. mekongi* dans des foyers du bassin du Mékong, *S. haematobium* en Afrique et à l'Est de la Méditerranée et *S. mansoni* en Afrique et dans certaines parties de l'Amérique Centrale et de l'Amérique du Sud, particulièrement au Brésil (OMS, 2003a). Plus de 200 millions de personnes sont actuellement infectées par la schistosomiase. L'utilisation d'excreta traités ne devrait pas présenter de risques, mais l'utilisation de matière fécale fraîche ou non traitée comporte des risques si elle intervient à proximité de sources d'eau douce où les espèces d'escargots qui en constituent l'hôte intermédiaire sont présentes.

Les agents pathogènes dont la transmission peut être attribuée à l'utilisation d'excreta fécaux provoquent principalement des symptômes gastro-intestinaux tels que des diarrhées, vomissements, crampes d'estomac. Certains peuvent aussi provoquer des symptômes touchant d'autres organes et laisser des séquelles graves. Le tableau 3.2 donne la liste des principaux agents pathogènes en cause et indique les symptômes correspondants.

3.2.2 Agents pathogènes dans l'urine

La transmission environnementale des agents pathogènes excrétés dans l'urine est une préoccupation limitée sous les climats tempérés, mais toute contamination fécale croisée se traduit par la présence de fèces diluées dans l'urine et peut présenter un risque pour la santé. En climat tropical, la contamination fécale de l'urine recueillie est considérée comme le risque le plus important, mais il faut également tenir compte de certains agents pathogènes excrétés par voie urinaire. Néanmoins, le risque de transmission d'agents pathogènes lors de la manutention, du transport et de l'utilisation d'urine collectée est principalement lié à la quantité de matière fécale contaminant la fraction urinaire.

Les indicateurs fécaux usuels comme *E. coli* ne sont pas utilisables pour le suivi de la contamination fécale de l'urine, en raison de leur brève durée de survie dans l'urine. Les streptocoques fécaux peuvent être utilisés comme « indicateurs de stockage », mais sont sujets à une recroissance dans les conduites des grands systèmes de collecte d'urine. Les études menées à l'aide d'indicateurs chimiques de contamination fécale (stérols fécaux) montrent que les quantités de matière fécale sont normalement faibles, mais qu'une contamination survient dans un grand nombre de systèmes à dérivation d'urine.

Tableau 3.2 Exemples d'agents pathogènes pouvant être excrétés dans les fèces, et maladies et symptômes associés

Groupe	Pathogène	Maladie et symptômes
Bactéries	<i>Aeromonas</i> spp.	Entérite
	<i>Campylobacter jejuni/coli</i>	Campylobactériose – diarrhée, crampes, douleurs abdominales, fièvre nausée, arthrite; syndrome de Guillain-Barré
	<i>Escherichia coli</i> (EIEC, EPEC, ETEC, EHEC)	Entérite
	<i>Plesiomonas shigelloides</i>	Entérite
	<i>Samonella typhi/paratyphi</i>	Fièvre typhoïde/paratyphoïde – maux de tête, fièvre, malaise, anorexie, bradycardie, splénomégalie, toux
	<i>Salmonella</i> spp.	Salmonellose – diarrhée, fièvre, crampes abdominales
	<i>Shigella</i> spp.	Shigellose – dysenterie (diarrhée sanglante), vomissements, crampes, fièvre; syndrome de Reiter
	<i>Vibrio cholerae</i>	Cholera – diarrhée aqueuse, létale dans les cas graves et non traités
	<i>Yersinia</i> spp.	Yersiniose – fièvre, douleur abdominale, diarrhée, douleurs articulaires, rash
Virus	Adénovirus entérique 40 et 41	Entérite
	Astrovirus	Entérite
	Calicivirus (norovirus, notamment)	Entérite
	Coxsackievirus	Divers: affection respiratoire; entérite; méningite virale
	Echovirus	Méningite aseptique; encéphalite; souvent asymptomatique
	Entérovirus types 68–71	Méningite; encéphalite; paralysie
	Virus de l'hépatite A	Hépatite – fièvre, malaise, anorexie, nausée, gêne abdominale, ictère
	Virus de l'hépatite E	Hépatite
	Poliovirus	Poliomyélite – souvent asymptomatique, fièvre, nausée, vomissement, maux de tête, paralysie
Rotavirus	Entérite	
Protozoaires parasites	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Cryptosporidiose – diarrhée aqueuse, crampes et douleurs abdominales
	<i>Cyclospora cayatanensis</i>	Souvent asymptomatique; diarrhée, douleur abdominale
	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amibiase – souvent asymptomatique; dysenterie, gêne abdominale, fièvre, frissons
	<i>Giardia intestinalis</i>	Giardiase – diarrhée, crampes abdominales, malaise, perte de poids
Helminthes	<i>Ascaris lumbricoides</i> (ver rond)	Ascariadiase – généralement a- ou paucisymptomatique; respiration sifflante, toux, fièvre, entérite, éosinophilie pulmonaire
	<i>Taenia solium/saginata</i> (ver plat)	Taeniase
	<i>Trichuris trichiura</i> (trichocéphale)	Trichiuriase – d'asymptomatique (vague détresse du tractus digestif) à l'émaciation avec peau sèche et diarrhée
	<i>Ancylostoma duodenale</i> / <i>Necator americanus</i> (ver à crochets)	Prurit, rash, toux, anémie, déficience protéique
	<i>Schistosoma</i> spp. (douve)	Schistosomiase, bilharziose

Source: adapté de Ottosson (2003).

Ainsi, de 22 à 37 % de l'urine ou des boues provenant de réservoirs de stockage de l'urine présentent une contamination fécale modérée (Schönning, Leeming & Stenström, 2002). Les échantillons prélevés sur des systèmes utilisés par plusieurs familles (petite communauté ou immeuble d'appartements) sont plus fréquemment contaminés que les échantillons provenant de foyers individuels.

Chez l'individu en bonne santé, l'urine contenue dans la vessie est stérile. Mais différents types de bactéries peuvent provenir du tractus urinaire. L'urine fraîchement excrétée contient normalement <10000 bactéries par ml. En cas d'infections du tractus urinaire, les quantités de bactéries excrétées sont significativement plus élevées. Elles ne sont normalement pas transmises à d'autres individus via l'environnement. Les agents pathogènes sexuellement transmissibles peuvent occasionnellement être excrétés dans l'urine, mais rien n'indique que leur survie potentielle en dehors de l'organisme puisse poser un problème de santé publique.

Certains agents pathogènes, comme *Leptospira interrogans*, *Salmonella typhi*, *Salmonella paratyphi*, *Schistosoma haematobium* et certains virus, sont excrétés dans l'urine. Une série d'autres agents ont pu être détectés dans l'urine, mais le risque de transmission environnementale peut être considéré comme insignifiant.

La leptospirose, une infection bactérienne provoquant des symptômes proches de la grippe, est généralement transmise par l'urine d'animaux infectés (Feachem et al., 1983 ; CDC, 2003). Elle est considérée comme un risque professionnel chez les éleveurs, par exemple, ou les agriculteurs des pays en développement (CDC, 2003). En climat tropical ou subtropical, la maladie affecte les animaux d'élevage et représente à la fois un risque pour l'homme et un facteur de pertes économiques. C'est une maladie grave, avec un taux de mortalité de 5 à 10 % (Olsson Engvall & Gustavsson, 2001). La bactérie survit plusieurs mois dans l'eau douce ou les environnements humides à pH neutre et à des températures de l'ordre de 25 °C. Dans les environnements contaminés par l'urine, la bactérie responsable de la leptospirose pénètre dans l'hôte par les muqueuses ou par de petites lésions cutanées. L'urine humaine n'est pas considérée comme une importante voie de transmission de la leptospirose, compte tenu de la faible prévalence de la maladie (Feachem et al., 1983 ; CDC, 2003).

Les personnes infectées par *S. typhi* et *S. paratyphi* excrètent des micro-organismes dans l'urine durant la phase de fièvre typhoïde ou paratyphoïde, lorsque les bactéries sont disséminées dans le sang. Bien que cette infection soit endémique dans plusieurs pays en développement, avec 16 millions de cas estimés par an, la transmission urino-orale est probablement peu fréquente comparée à la transmission féco-orale. Dans le cas d'urine recueillie par dérivation, le risque de transmission de *Salmonella* est faible, même pour un stockage de courte durée, en raison de l'inactivation rapide des bactéries fécales à Gram négatif (Höglund, 2001). Le dépérissement de *Salmonella* spp. est rapide, comparable à celui de *E. coli* dans l'urine collectée.

Les personnes infectées par *Schistosoma haematobium* excrètent des œufs dans l'urine, parfois pendant de longues périodes de temps. Les œufs éclosent dans l'eau douce et les larves (miracidia) infectent l'hôte intermédiaire, un escargot aquatique du genre *Bulinus*. Les parasites se transforment et se multiplient à l'intérieur de l'escargot, qui dissémine la phase suivante de la larve aquatique (cercariae). Celle-ci peut infecter les humains lors d'un contact avec l'eau, en pénétrant dans la peau. Si les œufs ne parviennent pas en quelques jours dans les étendues d'eau où vit l'hôte intermédiaire (l'escargot), le cycle infectieux est interrompu, ce qui est le cas si l'urine est stockée pendant plusieurs jours et utilisée pour fertiliser la terre arable. L'urine fraîche ne devrait pas être utilisée à proximité d'eaux de surface en zone d'endémie.

Mycobacterium tuberculosis et *Mycobacterium bovis* peuvent être excrétées dans l'urine (Bentz et al., 1975 ; Grange & Yates, 1992). *M. tuberculosis* a été isolée occasionnellement d'excreta et d'eaux ménagères provenant d'établissements hospitaliers (Dailloux et al., 1999). Les humains peuvent infecter le bétail avec les souches tant bovine qu'humaine, et des cas de transmission de la tuberculose bovine au bétail par des sujets infectés urinant dans les étables ont été rapportés (Huitema, 1969 ; Collins & Grange, 1987). Il est cependant peu probable que l'exposition à l'urine (ou aux fèces) ait une influence significative sur la transmission de la tuberculose humaine ou bovine. D'autres espèces de mycobactéries (mycobactéries atypiques) peuvent également être isolées de l'urine. Elles sont largement disséminées dans l'environnement et on les trouve communément dans les eaux, y compris comme contaminants de l'eau de boisson (Grange & Yates, 1992 ; Dailloux et al., 1999).

Les microsporidies sont un groupe de protozoaires intervenant dans la pathologie humaine, principalement en cas de séropositivité VIH (Marshall et al., 1997 ; Cotte et al., 1999). Les spores infectieuses se trouvent dans les fèces et l'urine, ce qui peut conduire à une transmission environnementale (Haas, Rose & Gerba, 1999). Des microsporidies ont été trouvées dans les eaux usées et l'eau. Des flambées épidémiques liées à l'eau ou aux aliments ont été suspectées, mais elles ne sont pas bien documentées (Cotte et al., 1999 ; Haas, Rose & Gerba, 1999).

Le cytomégalovirus est excrété dans l'urine, mais la maladie se transmet d'individu à individu et n'est pas considérée comme transmissible par les aliments ou l'eau (Jawetz, Melnick & Adelberg, 1987). Deux polyomavirus, le JC polyomavirus (JCV) et le BK polyomavirus (BKV) sont aussi excrétés dans l'urine (Bofill-Mas, Pina & Girones, 2000). Tous deux ont été trouvés dans les eaux usées de différents pays. Bien que ces virus soient présents dans les excréta, la transmission à l'homme par cette voie est improbable. Les infections résultent principalement de contacts proches au sein de la famille ou hors de la famille, chez les sujets jeunes (Kunitake et al., 1995 ; Bofill-Mas, Pina et Girones, 2000). Une étude japonaise a montré que 46% des individus de 20 à 29 ans excrétaient des JCV (Kitamura et al., 1994).

Une épidémie d'hépatite A transmise par de la laitue contaminée par de l'urine a été rapportée (Ollinger-Snyder & Matthews, 1996). Le virus de l'hépatite B a également été trouvé dans l'urine humaine, avec une transmission potentielle dans les régions d'hyperendémie (Knutsson & Kidd-Ljunggren, 2000). L'adénovirus peut également être excrété dans l'urine, particulièrement chez les enfants présentant une cystite hémorragique, les patients transplantés et les porteurs du VIH (Mufson & Belshe, 1976 ; Shields et al., 1985 ; Echavarria et al., 1998). Cependant, l'importance de la transmission urinaire en termes de santé publique n'a pas été établie.

On peut conclure de ce qui précède que les agents pathogènes transmissibles par l'urine (tableau 3.3) sont rarement suffisamment communs pour constituer un véritable problème de santé publique, et ne sont pas considérés comme présentant un risque pour la santé dans le cadre de la valorisation de l'urine humaine sous les climats tempérés. *Schistosoma haematobium* constitue toutefois une exception en zones tropicales, avec un faible risque de transmission dû à son cycle de vie.

Les principaux risques dans l'utilisation d'excreta sont liés à la fraction fécale, et non à la fraction urinaire. La réduction de la contamination croisée de la fraction urinaire par les fèces est donc une mesure de prévention importante. Bien que certains agents pathogènes puissent être excrétés dans l'urine, la contamination croisée qui peut survenir en cas de souillure par des fèces dans les toilettes à dérivation d'urine est la principale source de risques pour la santé (Höglund, Ashbolt & Stenström, 2002).

Tableau 3.3 Agents pathogènes pouvant être excrétés dans l'urine et importance de l'urine comme voie de transmission

Agents pathogènes	Urine comme voie de transmission	Importance
<i>Leptospira interrogans</i>	Généralement par l'urine animale	Probablement faible
<i>Salmonella typhi</i> et <i>Salmonella paratyphi</i>	Probablement inhabituelle, excrétée dans l'urine en cas d'infection systémique	Faible comparée à d'autres voies de transmission
<i>Schistosoma haematobium</i> (œufs excrétés)	Pas directement, mais indirectement, les larves infectent l'homme via l'eau douce	Doit être prise en compte en zone d'endémie avec présence d'hôtes intermédiaires (escargots)
Mycobactéries	Inhabituelle, généralement par voie aérienne	Faible
Virus: cytomégalo virus, polyomavirus, JCV, BKV, adénovirus, virus de l'hépatite, etc.	Pas reconnue normalement hormis des cas isolés d'hépatite A, suggérée pour l'hépatite B; recherches complémentaires nécessaires	Probablement faible
Microsporidies	Incriminée, mais pas confirmée	Faible
Pathogènes sexuellement transmissibles	Non, ne survivent pas sur une durée significative hors de l'organisme humain	Insignifiante
Infections du tractus urinaire	Non, pas de transmission environnementale directe	Faible à insignifiante

3.2.3 Agents pathogènes dans les eaux ménagères

La valorisation des eaux ménagères suscite un intérêt croissant ces dernières années, particulièrement dans les régions arides. Dans certaines régions densément peuplées comme Singapour ou Tokyo, la valorisation des eaux ménagères est une pratique courante, faisant appel à différentes approches et solutions de traitement (Asano & Levine, 1996; Trujillo et al., 1998; Dixon, Butler & Fewkes, 1999; Shrestha, Haberl & Laber, 2001). Dans les systèmes de séparation à la source, des bactéries pathogènes opportunistes peuvent se développer au sein du système lui-même, ou provenir de la lessive, de la cuisine ou de la toilette corporelle.

Dans les bâtiments, des bactéries pathogènes opportunistes comme *Legionella*, des mycobactéries ou *Pseudomonas aeruginosa* peuvent se développer. Le risque n'est probablement pas plus élevé qu'en cas d'exposition à l'eau chaude du robinet.

Les principaux dangers liés aux eaux ménagères proviennent de contaminations fécales croisées (partie 3.2.2). La contamination fécale est limitée et provient d'activités comme le lavage de linge contaminé par des fèces (couches, par exemple), les soins aux enfants, la toilette anale ou la douche. La contamination fécale est couramment mesurée au moyen d'organismes indicateurs communs comme les coliformes ou les entérocoques. C'est cette méthode qui a été appliquée pour évaluer la contamination fécale des eaux ménagères (tableau 3.4).

Toutefois, les eaux ménagères peuvent contenir de grandes quantités de composés organiques facilement dégradables, ce qui favorise la croissance des indicateurs fécaux

Tableau 3.4 Nombres de bactéries indicatrices relevés dans les eaux ménagères

Origine des excreta et des eaux ménagères	Nombres de bactéries indicatrices (valeur log/100 ml)				Référence
	Coliformes totaux	Coliformes thermotolérants	<i>E. coli</i>	Entérocoques	
Bain, lavabo			4,4	1,0–5,4	Albrechtsen (1998)
Lessive	3,4–5,5	2,0–3,0		1,4–3,4	Christova-Boal, Eden & McFarlane (1996)
Douche, lavabo	2,7–7,4	2,2–3,5		1,9–3,4	Christova-Boal, Eden & McFarlane (1996)
Eaux ménagères	7,9	5,8		2,4	Casanova, Gerba & Karpiscak (2001)
Douche, bain	1,8–3,9	0–3,7		0–4,8	Feachem et al. (1983)
Lessive, lavage	1,9–5,9	1,0–4,2		1,5–3,9	Feachem et al. (1983)
Lessive, rinçage	2,3–5,2	0–5,4		0–6,1	Feachem et al. (1983)
Eaux ménagères	7,2–8,8				Gerba et al. (1995)
Lavabo, évier		5,0		4,6	Gunther (2000)
Eaux ménagères, 79% douche	7,4	4,3–6,9			Rose et al. (1991)
Evier		7,6	7,4	7,7	Naturvårdsverket (1995)
Eaux ménagères		5,8	5,4	4,6	Naturvårdsverket (1995)

Source : Ottosson (2003).

dans les réseaux d'eaux ménagères, comme l'ont montré Manville et al. (2001). Le nombre de bactéries indicatrices peut donc conduire à surestimer la charge fécale et les risques associés. Occasionnellement, des entérobactéries pathogènes comme *Salmonella* et *Campylobacter* peuvent être introduites par une manipulation inadéquate des aliments en cuisine (Cogan, Bloomfield & Humphrey, 1999), en plus de la matière fécale provenant directement des humains. Le risque individuel résultant de la manipulation directe d'aliments contaminés est plus élevé, mais demeure limité aux quelques personnes exposées dans chaque foyer, alors qu'un grand nombre de personnes peuvent être exposées par la valorisation des eaux ménagères. Il y a également un risque de recroissance de certaines bactéries pathogènes dans les réseaux d'eaux ménagères eux-mêmes.

3.3 Survie des agents pathogènes dans les fèces, l'urine et les eaux ménagères

3.3.1 Survie dans les fèces

Feachem et al. (1983) ont compilé un grand nombre de données de la littérature sur la réduction des agents pathogènes/indicateurs dans différentes matières, y compris les matières de vidange et les fèces. Ces données sont présentées sous la forme de concentrations « inférieures à » une valeur donnée et ne prennent pas en compte la concentration initiale et le taux de dépérissement, mais plutôt l'inactivation totale. Une autre compilation (Schönning et al., 2006) a porté sur l'estimation des temps de réduction décimale de certains pathogènes, mais les données récentes sur l'inactivation des agents pathogènes dans les fèces humaines sont limitées. Si les concentrations initiales sont élevées et qu'une cinétique de dépérissement de premier ordre est appliquée, le temps nécessaire

Tableau 3.5 Dépérissement de certains agents pathogènes dans les fèces et le sol, exprimé en valeurs T₉₀

	T ₉₀ fèces (jours, moyennes ± écart type)	T ₉₀ sol (jours, moyenne ± écart type)
<i>Salmonella</i>	30 ± 8	35 ± 6
EHEC	20 ± 4	25 ± 6
Rotavirus	60 ± 16	30 ± 8
Virus de l'hépatite A	55 ± 18	75 ± 10
<i>Giardia</i>	27,5 ± 9	30 ± 4
<i>Cryptosporidium</i>	70 ± 20	495 ± 182
<i>Ascaris</i>	125 ± 30	625 ± 150

au dépérissement total est plus long que chez Feachem et al. (1983). Cependant, cela ne s'applique pas nécessairement en cas de stockage prolongé. Des informations complémentaires ont été tirées d'études similaires sur le dépérissement de certains agents pathogènes dans le fumier animal, le lisier et les boues d'eaux usées (Arnbjerg-Nielsen et al., 2004), avec les valeurs correspondantes après incorporation dans le sol (tableau 3.5), et exprimées en termes de temps nécessaire à l'inactivation à 90 % (valeurs T₉₀).

Le nombre d'agents pathogènes dans la matière fécale diminue avec le temps lors du stockage, sans autre traitement, du seul fait du dépérissement naturel. Le type d'organisme et les conditions de stockage déterminent la réduction ou l'élimination dans le temps. La température ambiante, le pH, l'humidité et la compétition biologique affectent l'inactivation. Les variations des conditions de stockage ont une incidence sur les taux de dépérissement.

Dans une étude sud-africaine, *Salmonella* a été retrouvée dans des fèces après un an de stockage (Austin, 2001). L'épandage de cendre de bois sur les fèces donnait un pH de 8,6–9,4. La matière avait été partiellement humidifiée et *Salmonella* pourrait s'être développée dans la matière. En retournant la matière chaque semaine, on a pu réduire considérablement le nombre d'agents pathogènes et les indicateurs fécaux et abaisser l'humidité (Austin, 2001). L'aération a accru l'inactivation, un compostage partiel étant peut-être intervenu (température non indiquée).

Dans une étude danoise, les risques liés à l'utilisation de fèces stockées sans aucun traitement sur des durées allant jusqu'à 12 mois ont été calculés (Schønning et al., sous presse). C'est *Ascaris* qui présentait le risque le plus élevé, avec une probabilité élevée d'infection pour les personnes vulnérables en cas d'ingestion accidentelle de la matière. Les protozoaires (*Giardia* et *Cryptosporidium*) et le rotavirus présentaient également un risque élevé en cas d'ingestion accidentelle pendant la manutention ou en cas d'utilisation de fèces non stockées dans les jardins. Après un stockage de 6 mois, le risque établi par extrapolation était de 10 %, alors qu'après 12 mois, il était généralement de l'ordre de 1:1000. Le risque d'hépatite A ou d'infection bactérienne était généralement plus faible. On partait de l'hypothèse d'une température de stockage de l'ordre de 10 °C.

Dans une étude réalisée au Mexique (Franzén & Skott, 1999) sur de la matière fécale (humidité 10 %, pH de l'ordre de 8, température 20–24 °C), un indicateur conservatif, ajouté en quantités contrôlées, était réduit de 1,5 unité logarithmique après six semaines de stockage. La faible teneur en humidité avait un effet de réduction bénéfique dans le cas de bactériophages ajoutés dans des latrines au Viet Nam (Carlander & Westrell, 1999).

Ces latrines avaient un pH de l'ordre de 9, mais les températures étaient élevées (30–40 °C). Une inactivation totale d'*Ascaris* était obtenue en six mois. Cette inactivation n'était pas statistiquement liée à un facteur unique, mais il a été suggéré que l'association température élevée et pH élevé intervenait pour une large part dans la réduction. Selon Strauss & Blumenthal (1990), une année pourrait être suffisante pour l'inactivation en conditions tropicales (28–30 °C), alors que 18 mois seraient nécessaires lorsque les températures sont plus basses (17–20 °C). Des études complémentaires menées au Viet Nam accrédièrent cette idée (Phi et al., 2004).

Au Salvador, une vaste étude a été conduite sur la matière fécale collectée dans des toilettes à dérivation d'urine. Des produits destinés à accroître le pH étaient ajoutés à la matière fécale par les utilisateurs, mais des pH de l'ordre de 6 ont été mesurés, indiquant que dans certains cas, seul un traitement par stockage était pratiqué (Moe & Izurieta, 2004). L'analyse de la survie suggérait que les coliformes fécaux survivraient plus de 1000 jours, et *Ascaris* quelque 600 jours dans des latrines à pH inférieur à 9 !

Le stockage est surtout bénéfique sous les climats secs et chauds, la dessiccation de la matière et la faible humidité contribuant à l'inactivation des agents pathogènes. Si la matière fécale est complètement sèche, la diminution du nombre de pathogènes est favorisée. Esrey et al. (1998) ont suggéré que les pathogènes seraient détruits rapidement à des niveaux d'humidité inférieurs à 25 % et qu'il faudrait viser à atteindre ce niveau dans les toilettes à assainissement écologique, basées sur la déshydratation (c'est-à-dire le stockage). Une faible teneur en humidité est également bénéfique pour réduire l'odeur et la prolifération de mouches (Esrey et al., 1998; Carlander & Westrell, 1999). Une recroissance de bactéries pathogènes peut cependant survenir en cas d'humidification ou si la matière est mélangée à de la terre humide. La dessiccation n'est pas un processus de compostage ; lorsque de l'humidité se surajoute, les composés organiques aisément métabolisés facilitent la croissance bactérienne d'*E. coli*, par exemple, ou de *Salmonella*, si de petites quantités de ces bactéries sont présentes dans la matière où y sont introduites. Les kystes de protozoaires sont sensibles à la dessiccation, qui affecte aussi leur survie à la surface des plantes (Snowdon, Cliver & Converse, 1989; Yates & Gerba, 1998). Les niveaux normaux d'humidité n'inactivent pas les œufs d'*Ascaris*. Il faut des niveaux inférieurs à 5 % pour inactiver les œufs d'*Ascaris* (Feachem et al., 1983), mais le temps nécessaire à l'inactivation n'est pas connu.

3.3.2 Survie dans l'urine

En ce qui concerne les risques pour la santé liés à la manipulation et à l'utilisation d'urine, la température, la dilution, le pH, l'ammoniac et le temps sont les principaux déterminants influant sur la persistance des organismes dans l'urine collectée. La conception technique des systèmes à dérivation d'urine (type de chasse et mode de stockage, notamment) peuvent également influencer sur la persistance des agents pathogènes.

En raison de sa brève survie dans l'urine, *E. coli* n'est pas un indicateur général adapté pour la contamination fécale par des virus ou des protozoaires, notamment. Il est cependant représentatif du dépérissement des bactéries à Gram négatif. Les valeurs T_{90} se situaient généralement entre <1 et 5 jours, selon les conditions ambiantes ; les durées supérieures correspondaient à un pH de 6. Une persistance plus longue a également été observée lorsque l'urine était diluée 10 fois. Des bactéries Gram-négatif comme *Campylobacter*, *Salmonella*, *Aeromonas hydrophila* ou *Pseudomonas aeruginosa* étaient inactivées aussi rapidement que *E. coli*, ce qui témoigne d'un faible risque de transmission d'infections gastro-intestinales bactériennes lors de la manipulation d'urines collectées par dérivation. Les streptocoques fécaux à Gram-positif avaient une survie plus longue

(normalement valeur T_{90} de 4–7 jours à 20 °C, mais jusqu’à 30 jours à 4 °C) et les clostridia sporulées n’étaient pas réduites du tout sur une période de 80 jours. En règle générale, une température basse et une dilution élevée se traduisaient par un allongement de la survie de la plupart des bactéries. Ce sont les pH extrêmes qui étaient le plus délétères. La réduction rapide des bactéries lorsque le pH est élevé tient probablement à la fois au pH et à l’ammoniaque.

Aucune inactivation significative de rotavirus ou d’un phage sentinelle n’était observée à 5 °C en six mois de stockage, alors que les valeurs T_{90} moyennes à 20 °C étaient estimées à 35 et 71 jours respectivement pour le rotavirus et le phage (figure 3.1). L’inactivation

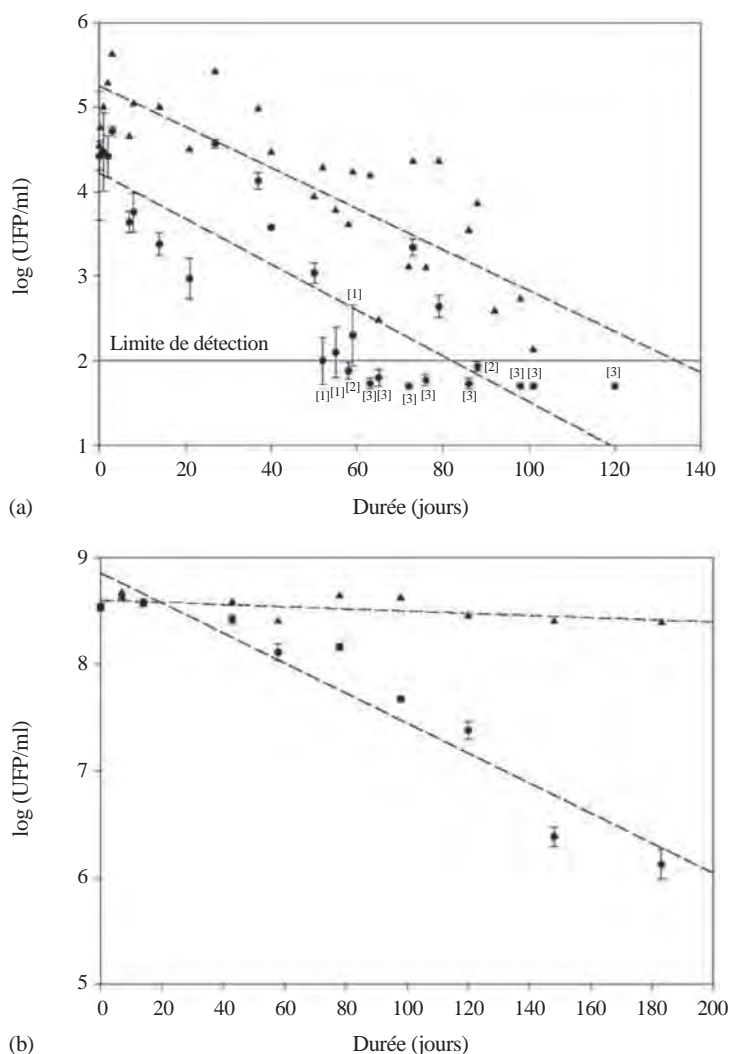


Figure 3.1

Inactivation de (a) rotavirus et (b) *Salmonella typhimurium* phage 28B dans l’urine humaine dérivée (●) et dans un milieu témoin (▲) à 20 °C (UFP = unités formant plaques)

Tableau 3.6 Expériences de survie : synthèse des résultats

	Valeurs T ₉₀ (nombres de jours nécessaires pour une réduction de 90%)				
	Bactéries Gram négatif	Bactéries Gram positif	<i>C. parvum</i>	Rotavirus	<i>S. typhimurium</i> Phage 28B
4 °C	1	30	29	172 ^a	1466 ^a
20 °C	1	5	5	35	71

^a Expériences réalisées à 5 °C.

des rotavirus est apparue dans une large mesure dépendante de la température, alors qu'un effet viricide additionnel était observé sur le phage dans l'urine à 20 °C (pH 9).

Cryptosporidium parvum est connu pour sa persistance dans les déchets et dans l'eau, et pour sa résistance aux désinfectants (Meinhardt, Casemore & Miller, 1996), et constitue un index conservatif des protozoaires dans l'urine (Höglund & Stenström, 1999). Dans un mélange d'urines de pH 9 à 4 °C, les oocystes étaient inactivés et ramenés à un niveau inférieur à la limite de détection en deux mois environ. La valeur T₉₀ pour *Cryptosporidium* était d'un mois environ à 4 °C et de cinq jours à 20 °C. L'inactivation pour un pH de 9 était significativement plus élevée (P < 0,01) que pour des pH de 5 ou 7. L'effet anti-protozoaire de l'urine à un pH de 9 semble médié par des facteurs autres que le seul pH. Il a été démontré que l'ammoniaque (NH₃) avait une action inactivante sur *Cryptosporidium* (Jenkins, Bowman & Ghiorse, 1998). La concentration d'ammoniaque libre (NH₃) dans l'urine (pH 9, 4 °C) était de l'ordre de 0,03 mol/l (Höglund & Stenström, 1999).

En résumé, les bactéries à Gram-négatif sont rapidement inactivées, alors que les oocystes de *Cryptosporidium parvum* sont réduits de 90% environ par mois dans le mélange d'urines. Les virus sont le groupe de micro-organismes le plus persistant, et ne sont pas inactivés dans l'urine à 5 °C, les valeurs T₉₀ variant de 35 à 71 jours à 20 °C. La température peut être considérée comme le paramètre le plus important (résultats résumés au tableau 3.6). Pour les bactéries, toute dilution de l'urine prolongeait leur survie. Les effets du pH et de l'ammoniaque se combinent. Cependant, le rotavirus n'était pas affecté par le pH ou l'ammoniaque. Les données sur les helminthes, *Ascaris* en particulier, sont limitées et partiellement contradictoires. Selon Hamdy (1970), l'urine est ovicide et les œufs d'*Ascaris* sont tués en quelques heures; les résultats préliminaires d'études en cours indiquent que la réduction d'*Ascaris suum* dans l'urine est mineure, de 15 à 20% en 21 jours. Des études antérieures faisaient également état d'une inactivation de *Schistosoma haematobium* dans l'urine (Porter, 1938).

3.3.3 Charge fécale et survie des pathogènes fécaux dans les eaux ménagères

Les risques liés aux agents pathogènes dans les eaux ménagères dépendent de la charge fécale, ou de la présence indue de fèces. La présence de matière organique dégradable dans les eaux ménagères favorise la croissance des bactéries, dont le nombre peut induire une surestimation des risques. Une série d'organismes et de biomarqueurs utilisés comme indicateurs ont été comparés afin de quantifier la charge fécale dans les eaux ménagères (Ottoosson, 2003) (tableau 3.7), calculée comme suit :

$$\frac{(\text{densité de micro-organismes [nombres/ml]} \times \text{débit [ml/personne par jour]})}{\text{densité d'excrétion [nombres/g de fèces]}}$$

Les organismes indicateurs donnent une très forte surestimation de la présence de matière fécale, si les quantités de stérols fécaux sont considérées comme les «valeurs

Tableau 3.7 Indicateurs fécaux dans un système d'eaux ménagères et charge fécale correspondante pour un débit moyen de 64,9 litres par personne et par jour

Organisme/biomarqueur	Moyenne	Mini	Maxi	Densité d'excrétion (valeurs log/100 ml ou mg/g de fèces)	Charge fécale moyenne (min-max) (g/personne par jour)
Bactéries coliformes	8,1	5,5	8,7		
<i>E. coli</i>	6,0	4,3	6,8	10 ^{7a}	6,5 (1,3–410)
Entérocoques	4,4	3,0	5,1	10 ^{6,5a}	5,2 (0,2–26)
Anaérobies sulfito- réductrices	3,3	2,3	4,8		
Coliphages somatiques	3,3	1,4	4,0		
Coprostanol (µg/l)	8,6	3,1	14,9	12,74 ^b	0,04 (0,016–0,076)
Cholestérol (µg/l)	17,3	7,4	31,6	5,08 ^b	0,22 (0,094–0,40)

Min = minimum ; max = maximum.

^a Geldreich (1978).

^b Leeming, Nichols & Ashbolt (1998).

justes ». L'utilisation de *E. coli* conduirait à surestimer la charge fécale de plus de mille fois, et l'utilisation des entérocoques de plus de cent fois. Dans un exemple d'évaluation quantitative des risques microbiens (QMRA) pour les eaux ménagères (voir la partie 3.6.1), le coprostanol était utilisé comme biomarqueur conservatif.

On peut alors calculer la densité d'agents pathogènes dans les eaux ménagères non traitées. Naturellement, la charge fécale peut être plus élevée selon les circonstances, et les chiffres doivent être corrigés en conséquence :

$$\frac{(0,04 \text{ [g par personne par jour]} \times \text{densité d'excrétion [nombres/g de fèces]} \times \text{durée d'excrétion [jours]} \times \text{incidence annuelle})}{(64\,900 \text{ [ml/jour]} \times 365 \text{ [jours]})}$$

où la charge fécale, la densité d'excrétion et la durée d'excrétion sont exprimées sous la forme de fonctions de densité de probabilité.

Des sédiments se forment dans de nombreuses installations sanitaires domestiques et peuvent fournir aux bactéries des niches pour se développer, y compris à des bactéries et agents pathogènes indicateurs comme *Salmonella* et *Campylobacter* introduits par une manipulation inadaptée des aliments. *Campylobacter* meurt rapidement sous l'action de la température, de la compétition avec les microbiotes commensaux et de l'indisponibilité de nutriments (Ottoosson & Stenström, 2003b). Il est improbable que des isolats de *Campylobacter* pouvant avoir une importance clinique se développent à des températures inférieures à 30 °C (Hazeleger et al., 1998), et ils ne peuvent recroître dans les conditions habituelles des systèmes de traitement des eaux ménagères. *Salmonella* peut se développer à 20 °C et en deçà, mais est susceptible d'être supplantée par les micro-organismes indigènes, comme l'ont montré Sidhu et al. (2001). Le taux de croissance de *Salmonella* à 20 °C, 0,022 ± 0,02 log/jour, a été utilisé dans le scénario le plus défavorable pour les évaluations de risques. Les taux de dégradation dans les sédiments et d'autres matrices utilisées en QMRA sont indiqués au tableau 3.8. Les entérocoques peuvent être utilisés comme index conservatif pour *Salmonella* et *Campylobacter*, les coliphages somatiques et les bactériophages ARN F-spécifiques pour le rotavirus, et les spores de bactéries anaérobies sulfito-réductrices pour *Giardia* et les (oo)kystes de *Cryptosporidium*.

Tableau 3.8 Taux de dégradation de certains micro-organismes dans différentes matrices et à différentes températures^a

Micro-organisme	Taux de dégrad. (log/jour)	Matrice	Température (°C)	Méthode	Référence
Bactéries					
<i>Salmonella typhimurium</i>	-0,0048 ± 0,0092	Sédiment d'eaux ménagères	4	Culture	Ottoosson & Stenström (2003b)
	-0,12 ± 0,0011		20		
	-0,36	Eaux ménagères	ambiante		Nolde (1999)
<i>Campylobacter jejuni</i>	-1,30 ± 0,16	Eau de rivière avec sédiment	25	Culture	Thomas, Hill & Mabey (1999)
	-0,11 ± <0,01		15		
	-0,02 ± <0,01		5		
Entérocoques (indicateur bactérien)	-0,032 ± 0,016 -0,078 ± 0,038	Sédiment d'eaux ménagères	4	ISO 7899-2	Ottoosson & Stenström (2003b)
Virus					
Rotavirus	-0,016 ± 0,010	Déchets liquides	12-17	Culture cellulaire	Pesaro, Sorg & Metzler (1995)
	-0,119 ± 0,00835 ^b	Herbe	4-16		Badawy, Rose & Gerba (1990)
Bactériophage ΦX174 (indicateur viral)	-0,018 ± 0,0048 -0,11 ± 0,031	Sédiment	4 20	ISO 10705-2	Ottoosson & Stenström (2003b)
Bactériophage MS2 (indicateur viral)	-0,021 ± 0,0069	Sédiment	4-20	ISO 10705-1	Ottoosson & Stenström (2003b)
	-0,029 ± 0,024	Eaux souterraines	4	Dosage sur plaque	Yates, Gerba & Kelley (1985)
Parasites					
<i>Cryptosporidium parvum</i> Oocystes	-0,006 ± 0,031	Eau de rivière	15	Excystation	Medema, Bahar & Schets (1997)
	-0,010 ± 0,032		5		
	-0,011 ± 0,008 -0,010 ± 0,016		15 5	Non-coloration	
<i>Giardia intestinalis</i> Kystes	-0,042	Eau	25	Non-coloration	Romig (1990)
Spores d'anaérobies sulfito-réductrices (indicatrices de parasites)	-0,00045 ± 0,0027	Sédiment	4-20	ISO 6461/2	Ottoosson & Stenström (2003b)
	-0,027 ± 0,0043	Eau de rivière	15	Culture	Medema, Bahar & Schets (1997)
	-0,012 ± 0,0031		5		

^a Des valeurs autres que celles relatives aux eaux ménagères ont été utilisées comme référence.

^b Par heure.

3.4 Survie dans les sols et sur les cultures

Le traitement devrait viser à éliminer complètement ou de façon substantielle les agents pathogènes avant d'utiliser les excreta comme fertilisants. En pratique néanmoins, l'inactivation des agents pathogènes dans le sol peut contribuer pour une large part à la réduction globale du risque. L'inactivation est souvent plus rapide dans le sol et à la surface des cultures que dans les excreta et les eaux ménagères stockés, et plus rapide sur les cultures que dans les sols. Certains agents pathogènes peuvent néanmoins persister pendant de longues périodes dans le sol ou à la surface des cultures et être transmis aux humains ou aux animaux. Les agents pathogènes les plus résistants dans l'environnement sont les œufs d'helminthes, qui peuvent, dans les cas extrêmes, survivre plusieurs années dans le sol. Le volume II des Directives passe en revue l'ensemble des données disponibles sur la survie des agents pathogènes dans les sols et les cultures. On trouvera dans ce qui suit un résumé de ces informations.

L'inactivation des agents pathogènes est bien plus rapide par temps chaud et/ou ensoleillé que par temps frais, nuageux ou pluvieux. Les principaux risques pour la santé sont liés à un traitement insuffisant des excreta, combiné à la consommation d'aliments crus – salades, racines (radis, oignons. . .), par exemple, ou à des plantes cultivées près du sol (courges, par exemple). Certaines plantes sont plus sujettes que d'autres à la contamination – oignons (Blumenthal et al., 2003), courges (Armon et al., 2002) ou laitue (Solomon, Yaron & Matthews, 2002), par exemple. La surface de certaines plantes (poilue, collante, crevassée, rugueuse, par exemple) peut avoir des propriétés qui protègent les agents pathogènes de l'exposition au rayonnement et les rendent plus difficiles à éliminer par lavage. Les plantes qui retiennent l'eau (eau de pluie, par exemple, qui provoque en outre des éclaboussures de sol contaminé) occupent une place importante dans l'exposition humaine aux agents pathogènes. La laitue retient 10,8 ml d'eau d'irrigation, d'après les mesures, alors que le concombre n'en conserve que 0,36 ml (Shuval, Lampert & Fattal, 1997). Stine et al. (2005) ont montré que les surfaces de la laitue et du melon retiennent les agents pathogènes provenant d'eau d'irrigation additionnée de *E. coli* et d'un bactériophage (PRD1), mais pas les poivrons, qui sont lisses.

Les données sur la réduction bactérienne sont souvent basées sur *E. coli* comme organisme index, ou font appel à la fréquence de détection d'agents pathogènes comme *Salmonella* spp. sur les cultures. Ces valeurs peuvent être utilisées pour extrapoler les risques et apportent généralement la confirmation que de grandes quantités de ces groupes bactériens seront réduites en deçà d'un niveau de fond en 1–2 semaines, ou ramenées au niveau observé sur les produits irrigués avec des eaux usées traitées (Armon et al., 1994; Bastos & Mara, 1995; Vaz da Costa Vargas, Bastos & Mara, 1996). Une période de retrait d'au moins un mois entre l'épandage d'excreta traités et la récolte est recommandée dans les présentes Directives (ce qui permet de réduire partiellement le risque lié à l'irrigation par des eaux usées). Des niveaux $<10^3$ *E. coli* par gramme de solides totaux ou $<10^5$ *E. coli* dans les eaux ménagères seraient appropriés (voir le chapitre 4).

Petterson, Teunis & Ashbolt (2001) ont modélisé l'inactivation de virus entériques sur la laitue et les carottes à partir de données recueillies sur des produits cultivés sous serre avec un virus modèle, *Bacterioides fragilis* B40–8. Le dépérissement initial était rapide mais une sous-population plus persistante du virus survivait pendant toute l'expérience. Ward & Irving (1987) ont observé des durées de survie de 1–13 jours lorsque l'eau d'irrigation contenait entre $5,1 \times 10^2$ et $2,6 \times 10^5$ unités virales/l de poliovirus de type 1 (réduction décimale requise dans l'évaluation des risques). Petterson & Ashbolt (2003) ont réuni des données sur le dépérissement viral sur divers produits cultivés. Ces données, exprimées sous la forme de valeurs T_{99} (nombre de jours néces-

saies pour une réduction de deux unités logarithmiques), ne dépassent pas quatre jours pour les plantes à feuilles et 20 jours pour les plantes–racines. Une période de retrait d'un mois devrait normalement assurer une marge de sécurité contre la contamination virale mais aussi bactérienne. Sur des laitues additionnées d'ocystes de *Cryptosporidium*, aucun oocyste viable n'était détecté après trois jours à 20 °C, alors qu'il en restait 10% à 4 °C (Warnes & Keevil, 2003). La vitesse d'inactivation est souvent considérée comme plus élevée sur les plantes que dans les sols, avec des valeurs T_{90} de l'ordre de quelques jours (Asano et al., 1992; Petterson, Ashbolt & Sharma, 2001). Des études réalisées dans des serres aux Royaume-Uni (Stott et al., 1994) avec des effluents ensemencés (*Ascaridia galli*) ont montré que l'irrigation avec des eaux usées contenant 10 œufs par litre se traduisait par de faibles niveaux de contamination par le nématode sur des laitues (1,5 œuf par plant au maximum), et que si la qualité des eaux usées était encore améliorée (1 œuf par litre), la contamination était très faible, seuls quelques plants étant contaminés (0,3 œuf par plant). Ces valeurs sont conformes aux valeurs cibles pour les excreta, sachant toutefois que ceux-ci sont moins contaminants pour la surface de la plante. La présence accidentelle de quelques œufs viables ne peut cependant jamais être exclue et peut, compte tenu de la période de latence, représenter un risque potentiel pour les consommateurs en cas d'utilisation d'eaux usées (voir le volume II des Directives) ou d'excreta. Des données sur la survie des agents pathogènes dans le sol et sur différents produits sont présentées aux tableaux 3.9 et 3.10.

■ 3.5 Données épidémiologiques et résultats des évaluations de risques

On manque généralement de données épidémiologiques relatives à la valorisation d'excreta et d'eaux ménagères traités dans l'agriculture. Dans les régions où des excreta humains non traités sont utilisés comme fertilisants pour les cultures, une prévalence élevée d'infestation par *Ascaris* a parfois été rapportée (Iran: Arfaa & Ghadirian, 1977; Chine: Xu et al., 1995). L'infection à ankylostome est également prévalente sous les climats humides lorsque des excreta sont utilisés (Viet Nam: Needham et al., 1998; Chine: Xu et al., 1995). Blum & Feachem (1985) incluent des études descriptives sur la prévalence des infections helminthiques dans des régions où des excreta non traités sont utilisés comme fertilisants. Les risques pour les consommateurs et les travailleurs agricoles exposés à des excreta traités ou non traités utilisés comme fertilisants sont indiqués au tableau 3.11; la plupart des données proviennent d'études anciennes. Les exemples montrent que l'exposition à des matières de vidange traitées était significativement associée à une réduction des infections par *Ascaris* et ankylostomes, si l'on compare à l'exposition à des matières de vidange non traitées. Les taux de prévalence de base dans les groupes étudiés étaient similaires.

Une étude vietnamienne plus récente a porté sur le traitement traditionnel des fèces avant leur utilisation comme fertilisants (Humphries et al., 1997). Les femmes aidaient à préparer et à répartir les fèces sur les cultures. La plupart utilisaient des fèces fraîches, mais certaines utilisaient des fèces humides, sèches ou compostées. Les fèces sèches mélangées à de la cendre étaient répandues à la pelle ou à la main, alors que les fèces humides étaient mélangées à de l'eau et versées sur les plantes au moyen de puisoirs à long manche ou de seaux. Le traitement des fèces consistait à mélanger les fèces sèches avec de la cendre et à placer le mélange dans une fosse avec des feuilles de cocotier et de bananier et des déchets organiques. La plupart des familles utilisaient les fèces sans attendre qu'elles aient été stockées pendant quatre mois (Ecole de médecine d'Hanoï, observations non publiées, 1994). Les femmes qui indiquaient utiliser des fèces fraîches comme fertilisants présentaient une infestation significativement plus élevée par

Tableau 3.9 Durées de survie estimées et valeurs de réduction décimale des agents pathogènes lors du stockage des fèces et dans le sol

Micro-organisme	Survie à 20–30 °C (jours) ^a		Temps nécessaire pour l'inactivation à 90 % (T ₉₀) à ~20 °C (jours) ^a		Survie max absolue ^d /max normale dans le sol
	Fèces et boues ^b	Sol ^b	Fèces ^c	Sol ^c	
Bactéries					1 an/2 mois
Coliformes thermotolérants	<90, généralement <50	<70, généralement <20	<i>E. coli</i> : 15–35	<i>E. coli</i> : 15–70	
<i>Salmonella</i>	<60, généralement <30	<70, généralement <20	10–50	15–35	
Virus	<100, généralement <20	<100, généralement <20	rotavirus: 20–100 hépatite A: 20–50	rotavirus: 5–30 hépatite A: 10–50	1 an/3 mois
Protozoaires (<i>Entamoeba</i>)	<30, généralement <15 ^f	<20, généralement <10 ^e	<i>Giardia</i> : 5–50 <i>Cryptosporidium</i> : 20–120	<i>Giardia</i> : 5–20 <i>Cryptosporidium</i> : 30–400	?/2 mois
Helminthes (œufs)	Plusieurs mois	Plusieurs mois	<i>Ascaris</i> : 50–200	<i>Ascaris</i> : 15–100	7 ans/2 ans

?: inconnu; max : maximum.

^a Durée de survie estimée et valeurs de réduction décimale des agents pathogènes lors du stockage de fèces et dans le sol; en jours, sauf mention contraire.^b Feachem et al. (1983).^c Schönning et al. (sous presse).^d Durée de survie maximale absolue, possible dans des circonstances inhabituelles telles que des températures constamment basses ou des conditions très protégées (Feachem et al., 1983).^e Kowal (1985).^f Données manquantes pour *Giardia* et *Cryptosporidium*; leurs kystes et oocystes pourraient survivre plus longtemps qu'indiqué ici pour les protozoaires (Feachem et al., 1983).

Tableau 3.10 Survie de divers organismes sur les cultures à 20–30 °C

Organisme	Survie sur les cultures (jours)
Virus	
Entérovirus ^a	<60 mais généralement <15
Bactéries	
Coliformes thermotolérants	<30 mais généralement <15
<i>Salmonella</i> spp.	<30 mais généralement <15
<i>Shigella</i> spp.	<10 mais généralement <5
<i>Vibrio cholerae</i>	<5 mais généralement <2
Kystes de protozoaires	
Kystes d' <i>Entamoeba histolytica</i>	<10 mais généralement <2
Oocystes de <i>Cryptosporidium</i>	<3 mais généralement <2
Helminthes	
Œufs d' <i>Ascaris</i>	<60 mais généralement <30
Œufs de vers plats	<60 mais généralement <30

^a Poliovirus, échovirus et coxsackievirus.

Sources: Feachem et al. (1983); Strauss (1985); Robertson, Campbell & Smith (1992); Jenkins et al. (2002); Warnes & Keevil (2003).

ankylostomes ($P < 0,05$) que celles qui utilisaient des fèces traitées ou n'utilisaient pas de fèces humaines comme fertilisants. Les résultats n'ayant pas été rapportés séparément pour celles qui utilisaient des fèces traitées, il n'est pas possible de tirer de conclusion sur l'efficacité du traitement des fèces contre l'infection par l'ankylostome. Certaines des données présentées suggèrent que le traitement des fèces pourrait réduire le nombre de cas d'infestation massive. L'étude épidémiologique a montré que l'usage de fèces fraîches comme fertilisants était associé à une intensité accrue d'infection par l'ankylostome, si l'on compare avec l'utilisation de fèces traitées ou avec la non-utilisation d'excreta. Il n'a pas été établi de comparaison entre celles qui utilisaient des fèces traitées et celles qui n'utilisaient pas d'excreta. Le traitement des excreta avant utilisation, ou d'autres procédures visant à réduire le risque, devraient toujours être préconisés. Le traitement par ovicide (pratiqué dans certaines régions de Chine) pourrait être envisagé, combiné à des techniques permettant le stockage et le compostage d'excreta secs ou la digestion thermophile.

Des comparaisons peuvent être faites avec des études épidémiologiques sur l'utilisation d'eaux usées brutes. Elles ont révélé un risque accru d'infections parasitaires ou d'autres infections intestinales associées à l'utilisation d'eaux usées brutes pour l'irrigation des cultures (Katzenelson, Buium & Shuval, 1976; Fattal et al., 1986; Cifuentes, 1998; Srikanth & Naik, 2004; voir aussi le volume II des Directives). Plusieurs flambées épidémiques d'affections transmises par les aliments ont été imputées à l'irrigation des cultures avec de l'eau impactée par des égouts (Colley, 1996; Hardy, 1999; Doller et al., 2002). Les solutions de traitement des eaux usées (lagunage, par exemple), qui semblent efficaces pour réduire la transmission d'agents pathogènes, peuvent également être appliquées en cas d'utilisation des eaux ménagères (Shuval, 1991; Blumenthal et al., 2001).

Tableau 3.11 Etudes des risques pour les consommateurs et les travailleurs exposés à des excréta non traités ou traités dans l'agriculture : prévalence des infections parasitaires chez des populations exposées / non exposées^a

Paramètres étudiés	Qualité des excréta	Groupe de population	Prévalence de l'infection ou de la réinfection après traitement (%)	Risque relatif	Groupe étudié / comparaison	Référence
<i>Ascaris</i>	Contenu de fosses septiques à débordement et excréta compostés avec du fumier animal	Enfants scolarisés	(i) 14,3 / 2,9 (ii) 6,7 / 2,9	(i) 4,9 ^b (ii) 2,3	Enfants scolarisés (i) zone urbaine, légumes fertilisés avec le contenu de fosses septiques à débordement / zone urbaine avec assainissement; (ii) zone rurale, fèces humaines compostées avec fumier animal ou appliquées au « bon » moment sur les légumes / zone urbaine avec assainissement	Anders (1952)
<i>Ascaris</i>	Non traités	Population agricole	52 / 0	52,0 ^b	Familles utilisant des excréta dans leur jardin / familles utilisant du fumier animal dans leur jardin	Harmsen (1953)
<i>Ascaris</i> (conversion positive après chimiothérapie)	Traités par ovicide	Population agricole	(i) 27,4 / 41,5 (ii) 35,9 / 41,5	(i) 0,66 (0,51–0,86) ^{c**} (ii) 0,86 (0,69–1,07)	(i) matières de vidange traitées par ovicide / non traitées (ii) matières de vidange traitées par ovicide (préparation commerciale) / non traitées	Kozai (1962)
(i) <i>Ascaris</i> (prévalence)	Traités par ovicide	Population agricole	(i) A: 11,0 / 17,5 B: 21,0 / 33,1 C: 14,6 / 11,6	(i) A: 0,63 (0,40–0,98) ^{c*} B: 0,63 (0,44–0,92) [*] C: 0,79 (0,53–1,18)	(i) A: après traitement des matières de vidange par ovicide + chimiothérapie / avant traitement B: après traitement des matières de vidange par ovicide / avant traitement C: chimiothérapie seule	Kutsumi (1969)
(ii) <i>Trichuris</i> (prévalence)			(ii) 47,1 / 65,0	(ii) 0,73 (0,64–0,82)	(ii) Après traitement des matières de vidange + ovicide / avant traitement	
Ankylostome (conversion positive après chimiothérapie)	Traités par ovicide	Population agricole	(i) 17,7 / 32,2 (ii) 17,4 / 32,2	(i) 0,55 (0,36–0,81) ^{c**} (ii) 0,54 (0,36–0,81) ^{**}	(i) Matières de vidange traitées par ovicide / non traitées (ii) Matières de vidange traitées par ovicide (préparation commerciale) / non traitées	Kozai (1962)
Ankylostome (conversion positive après chimiothérapie)	Traités par ovicide	Adultes	7,1 / 12,5	0,56 (0,27–1,16)	Familles utilisant des matières de vidange traitées par ovicide / non traitées	Kutsumi (1969)
Ankylostome	Traitement par cendres et stockage	Femmes adultes		P < 0,05	Numération des œufs chez les femmes utilisant des fèces fraîches / chez les femmes utilisant des fèces traitées ou n'utilisant pas de fèces comme fertilisants	Humphries et al. (1997)

^a La comparaison porte sur exposé / non exposé pour l'utilisation d'excréta non traités; la comparaison porte sur excréta traités / non traités ou sur après / avant traitement dans le cas des excréta traités.

^b Risque relatif brut calculé d'après les données rapportées sur la prévalence ou l'incidence.

^c Risque relatif et intervalle de confiance à 95 % d'après les taux de prévalence ou d'incidence et les données rapportées sur la population. Niveaux de signification statistique: P < 0,05 (*) et P < 0,01 (**).

3.6 Analyse quantitative du risque microbien

L'utilisation des excreta et des eaux ménagères dans l'agriculture se pratique surtout actuellement au niveau domestique ou local et, dans une moindre mesure, dans le cadre de schémas de gestion globale à grande échelle. Dans les deux cas de figure, il convient de mettre en œuvre des mesures de protection réalistes compte tenu de l'exposition et de la prévalence de la pathologie dans la région considérée. Un objectif-clé dans la collecte et l'utilisation d'urine est de réduire à un niveau aussi faible que possible la contamination fécale croisée. La même règle s'applique aux eaux ménagères. Dans les deux cas, l'évaluation se fonde donc avant tout sur le degré de contamination fécale. La recommandation générale relative au stockage de l'urine a principalement pour but de limiter les risques pour la santé provenant de la consommation de produits agricoles fertilisés à l'urine. Elle vise en outre à réduire le risque pour les personnes manipulant et appliquant l'urine. Dans l'utilisation d'eaux ménagères, l'objectif principal est de réduire à un minimum le contact avec les eaux ménagères non traitées, qu'il s'agisse d'applications à petite échelle ou de systèmes à plus grande échelle. Les marais à écoulement souterrain ou les systèmes de résorption limitent les risques de contact. Le traitement des eaux ménagères dans des systèmes de bassins contribue à réduire leur teneur en agents potentiellement pathogènes. En ce qui concerne les valeurs guides, il importe de tenir compte du phénomène de surestimation des risques pour la santé lié à la recroissance des indicateurs. Un indicateur élevé devrait toujours être évalué sous l'angle d'une contamination fécale potentielle.

Dans un système de collecte à grande échelle avec séparation de l'urine à la source, la contamination fécale croisée a été estimée à 1,6–18,5 mg de fèces par litre d'urine, la moyenne se situant à $9,1 \pm 5,6$ mg/l, soit une concentration d'agents potentiellement pathogènes dans l'urine de 5 unités logarithmiques plus basse que dans les fèces. La contamination fécale des eaux ménagères se situait à un niveau similaire, et l'on a estimé qu'elle correspondait à une charge fécale de 0,04 g par personne et par jour. Ces valeurs étaient basées sur une relation avec les niveaux de coprostanol mesurés. Par comparaison avec les quantités présentes dans les eaux usées, le niveau de risque est au minimum 1000 fois plus faible. Sur la base de cette relation, il devrait être possible, en combinant le traitement des eaux et d'autres solutions de gestion, d'atteindre une réduction logarithmique de 2,9 (maximum) ou 1,6 (minimum) pour les protozoaires et de 3,3 (maximum) ou 2,3 (minimum) pour les virus dans l'urine et les eaux ménagères, et de parvenir ainsi à un risque médian annuel par personne de 10^{-6} DALY sur la base du volume total d'exposition. Pour les fèces cependant, les valeurs correspondantes seraient supérieures de près de 5 unités logarithmiques.

Les objectifs de performances applicables pour garantir la sécurité technique et un effet barrière contre les facteurs de risque microbiens doivent être tels que les excreta et les eaux ménagères soient collectés et manipulés de façon à réduire à un minimum l'exposition à de la matière non traitée, même si les risques relatifs sont nettement plus faibles dans le cas de l'urine et des eaux ménagères. Les petites communautés disposent de moyens limités pour mettre en place leurs propres plans d'évaluation et de gestion des systèmes. Les autorités compétentes doivent donc apporter leur soutien à la mise en œuvre indispensable de plans d'évaluation et de gestion des systèmes, et assurer les fonctions de centre référent (pour plus de précisions sur les aspects institutionnels, voir le chapitre 10). La définition d'objectifs de performances aide à choisir et à mettre en œuvre des mesures de prévention efficaces contre le franchissement par les agents pathogènes des barrières techniques et des dispositifs de protection lors de la manipulation. Elle devrait en outre permettre de réduire à un minimum l'exposition globale à des

excreta non traités. Un système simple, des pratiques de manipulation et des mesures de prévention de l'exposition faciles à mettre en œuvre, sont essentiels à cet égard.

3.6.1 Exemple de calcul de risque dans le cas d'un système d'eaux ménagères

Dans les systèmes d'eaux ménagères, les dangers proviennent principalement de la contamination fécale croisée (liée par exemple à la toilette anale, aux pratiques d'hygiène, au linge contaminé ou à d'autres sources). Des agents pathogènes peuvent également être introduits dans le système lors de la préparation des aliments.

L'exposition à des agents potentiellement pathogènes contenus dans les eaux ménagères peut survenir par contact direct, contamination des sources d'eau de boisson et recharge des eaux souterraines, lorsque l'exposition dépend du traitement de l'eau de boisson. Les eaux ménagères utilisées pour l'irrigation peuvent, selon les pratiques d'épandage, exposer les personnes par inhalation d'aérosols, ou par la consommation de produits irrigués contaminés, de la même façon que pour les eaux usées (voir le volume II des Directives).

Ottosson (2003) a calculé le risque pour des systèmes d'eaux ménagères avec pré-traitement dans une cuve de décantation et étape d'activation des boues avant déversement de l'eau dans un système de bassins. Les organismes de référence choisis étaient *Salmonella*, *Campylobacter*, le rotavirus et les protozoaires parasites *Giardia* et *Cryptosporidium*. Les performances des étapes de traitement étaient évaluées et modélisées selon l'effet barrière du traitement. Les barrières évaluées et les voies de transmission sont présentées au tableau 3.12.

La charge fécale dans les eaux ménagères du système était évaluée à l'aide d'une série d'indicateurs microbiens (*E. coli*, entérocoques, clostridia sulfito-réductrices, coliphages) et de marqueurs chimiques (stérols fécaux). L'introduction de matière fécale dans les eaux ménagères était estimée à $0,04 \pm 0,02$ g de fèces par personne et par jour d'après

Tableau 3.12 Voies de transmission dans les expositions aux eaux ménagères utilisées ou rejetées, et unités de modélisation ayant un impact sur la santé, sauf traitement

Exposition	Unités de modélisation ayant un impact sur la santé	Volume ingéré
1) Eau potable souterraine rechargée (risque annuel lié à 365 expositions)	Dilution ^a , zone insaturée ^a et zone saturée	$e^{(6,87 \pm 0,53)}$ ml/jour ^b
2) Ingestion accidentelle d'eaux ménagères traitées (exposition unique)	Bassin	1 ml/exposition
3) Ingestion provenant d'un champ irrigué par des eaux ménagères traitées (risque annuel lié à 26 expositions)	Survie dans l'herbe	1 ml/exposition
4) Ingestion/inhalation d'aérosols	Réservoir	$e^{(-4,2 \pm 2,2)}$ ml ^{c,d}
5) Baignade dans une eau recevant des eaux ménagères traitées	Dilution	$e^{(3,9 \pm 0,3)}$ ml
6) Eaux ménagères non traitées, recroissance de <i>Salmonella</i>	Siphon d'évier (croissance) ^e	0,1 g

^a Assano et al. (1992).

^b Rosebery & Burmaster (1992).

^c Dowd et al. (2000).

^d Kincaid, Solomon & Oliphant (1996).

^e Ottosson et Stenström (2003b).

Tableau 3.13 Occurrence des indicateurs, mesurée en organismes excrétés par personne et par jour, et charge fécale correspondante dans les eaux ménagères (débit 64,9 litres par personne et par jour)

Organisme	Indicateurs dans les eaux ménagères	Taux d'excrétion (par gramme de fèces)	Charge fécale (g par personne et par jour)
<i>E. coli</i>	10 ^{8,8} ufc	10 ⁷ ufc	65
Entérocoques fécaux	10 ^{7,2} ufc	10 ^{6,5} ufc	5,4
Coprostanol	0,56 mg	12,74 mg	0,04

Source : Ottosson & Stenström (2003a).

la quantification d'un stérol fécal (coprostanol), mais à 65 g ± 5,2 g par personne et par jour si l'on utilisait *E. coli* ou les entérocoques comme indicateurs (voir le tableau 3.13).

E. coli et les entérocoques peuvent se développer dans les matières organiques facilement dégradables des eaux ménagères. Leur utilisation comme indicateurs de la charge fécale conduirait donc à une surestimation de l'ordre de 1000 et 100 fois, respectivement. Dans la QMRA, le coprostanol a été utilisé comme biomarqueur conservatif.

Les taux de dégradation étaient basés soit sur les informations disponibles sur l'organisme considéré, soit sur les entérocoques en tant qu'indicateurs pour *Salmonella* et *Campylobacter*, les bactériophages somatiques et F-spécifiques pour le rotavirus, et les spores de bactéries anaérobies sulfite-réductrices pour les (oo)kystes de *Giardia* et *Cryptosporidium*.

Quatre scénarios d'exposition ont été validés pour l'estimation du risque dans la QMRA:

- 1) ingestion accidentelle d'1 ml d'eaux ménagères traitées, exutoire de bassin (P_{out});
- 2) ingestion accidentelle d'1 ml d'eaux ménagères traitées, entrée de bassin (P_{in});
- 3) risque annuel lié à l'exposition directe après irrigation par des eaux ménagères, en prenant pour hypothèse l'ingestion d'1 ml par jour, 26 jours par an;
- 4) risque annuel lié à la consommation d'eaux souterraines rechargées en eau du bassin, selon la description d'Asano et al. (1992), avec modifications relatives aux données sur le dépérissement dans l'environnement et à l'ingestion d'eau.

Différentes démarches ont été utilisées :

- 1) mesure de la contamination fécale dans les eaux ménagères d'après les concentrations de coprostanol, en utilisant des données épidémiologiques pour évaluer les risques, selon Höglund, Ashbolt & Stenström (2002);
- 2) utilisation d'un modèle dose-réponse établi d'après l'occurrence d'entérocoques fécaux dans les eaux marines (Kay et al., 1994), en prenant pour hypothèse une probabilité exponentielle d'infection;
- 3) utilisation des entérocoques fécaux comme indicateurs de la présence de *Salmonella* dans les eaux ménagères, sur la base d'expériences sur des sédiments.

Dans tous les scénarios d'exposition, c'est le rotavirus qui présentait le risque le plus élevé, du fait notamment de son excrétion en grands nombres, du moins durant la phase aiguë, comparé aux autres agents pathogènes inclus dans l'étude. Les kystes de *Giardia* et les oocystes de *Cryptosporidium* se caractérisent par de faibles doses infectieuses, mais n'étaient pas excrétés en quantités suffisantes pour constituer un risque notable pour la

santé, compte tenu de la faible charge fécale observée. Ce risque peut naturellement être plus élevé lorsque la charge fécale est plus importante. Pour les (oo)kystes dans les eaux ménagères non traitées, on a simulé un nombre moyen de 0,002 (oo)kystes/ml, et pour le rotavirus, de 1,7 particule/ml. Ottosson & Stenström (2003a) préconisent de ne pas baser les recommandations relatives à l'utilisation en sécurité des eaux ménagères dans l'agriculture en prenant comme critère d'hygiène les coliformes thermotolérants, en raison de l'apport important de coliformes non fécaux et/ou de la croissance des coliformes, à moins d'ajuster leurs concentrations pour tenir compte des faux positifs. La surestimation de la charge fécale et, donc, du risque résultant de ces bactéries indicatrices, est compensée dans une certaine mesure par une sensibilité plus grande au traitement et par leur dépérissement dans l'environnement. Le modèle de risque basé sur les densités d'entérocoques fécaux était bien corrélé avec le risque lié aux virus, qui est supposé prédominant dans un système sans désinfection en raison de leurs taux d'excrétion élevés, de leur persistance dans l'environnement et de leurs faibles doses infectieuses.

3.6.2 Exemple de calcul de risque pour la collecte et l'utilisation d'urine humaine recueillie par dérivation

Le scénario envisagé dans le cas d'urine recueillie par dérivation comportait les voies de transmission suivantes (tiré de Höglund, Ashbolt & Stenström, 2002) :

- 1) ingestion d'urine non stockée : les travailleurs peuvent être accidentellement exposés en nettoyant des conduites d'évacuation de toilettes bouchées, par ingestion en cas de projection lors de la vidange du réservoir de collecte, ou par contact des mains contaminées avec la bouche ;
- 2) ingestion d'urine stockée : les agriculteurs ou d'autres travailleurs peuvent ingérer accidentellement de l'urine lors de la manipulation d'urine stockée ;
- 3) inhalation d'aérosols lors de la fertilisation des cultures à l'urine ;
- 4) consommation de produits fertilisés à l'urine.

Les densités de pathogènes dépendent de la prévalence des infections entériques et de la quantité de fèces contaminant l'urine. Pour les urines collectées, deux scénarios ayant une incidence sur les voies de transmission 2, 3 et 4 ci-dessus ont été envisagés :

- scénario le plus défavorable : à la suite d'une épidémie survenue juste avant la vidange du réservoir, il n'y pas eu d'inactivation notable dans le réservoir de collecte ;
- scénario des cas sporadiques : les épisodes de pathologie entérique ont été régulièrement répartis durant la période de collecte (un an) et une inactivation continue a donc pu avoir lieu dans le réservoir de collecte.

Pour calculer les risques liés à l'urine stockée, on a pris en compte la survie des micro-organismes dans l'urine (Höglund & Stenström, 1999; Höglund, Ashbolt & Stenström, 2002), avec validations à 4 °C et 20 °C. L'effet du stockage de l'urine pendant un à six mois a été étudié dans la QMRA.

Le volume ingéré accidentellement a été supposé égal à 1 ml pour les voies 1 et 2, comme pour l'ingestion accidentelle d'eaux usées recyclées (Asano et al., 1992).

Pour l'inhalation d'aérosols, la méthode d'épandage sur les cultures est importante. Dans les applications à grande échelle, les agriculteurs utilisent souvent un équipement (plaque d'épandage par aspersion haute) qui diffuse l'urine à 1 m environ au-dessus du

Tableau 3.14 Fonctions de densité de probabilité utilisées pour calculer les risques microbiens liés à diverses expositions à l'urine humaine séparée à la source

	<i>C. jejuni</i>	<i>C. parvum</i>	Rotavirus
Densité moyenne de pathogènes (nombre par litre) (scénario le plus défavorable)	4564	152	243793
T ₉₀ dans l'urine, 4 °C (par jour)	1	Triang (17, 29, 79)	Pas de réduction
T ₉₀ dans l'urine, 20 °C (par jour)	1	5	Triang (15, 35, 42)
T ₉₀ sur les cultures (par jour)	Triang (1,4, 2,2, 3,0)	Triang (1,4, 2,2, 3,0)	Triang (1,4, 2,2, 3,0)
Modèle dose-réponse	β-Poisson N ₅₀ = 896, α = 0,145	Exponentiel k = 238,6	β-Poisson N ₅₀ = 5,6, α = 0,265

De 1,6 à 18,5 mg (moyenne 9,1 ± 5,6 mg) de fèces par litre ont contaminé l'urine dérivée.

Triang = fonction de densité de probabilité triangulaire ; valeurs minimale, la plus probable et maximale.

T₉₀ = temps nécessaire pour une réduction de 90% des nombres d'agents pathogènes viables.

Source : Höglund, Ashbolt & Stenström (2002).

sol. Dans ce cas, il se forme de grosses gouttes (>1 mm) qui se déposent rapidement. Dans le scénario le plus défavorable, on a supposé que l'irrigation se faisait par diffusion en spray, et le risque pour le voisinage a été calculé en utilisant un modèle de panache de type gaussien (Matthias, 1996). L'exposition a ainsi été évaluée à 0,83 m³ d'aérosol par heure (Dowd et al., 2000) à une distance de 100 m du point de diffusion. On s'est fondé sur un dépérissement nul des micro-organismes au sein de l'aérosol, une hypothèse sans doute prudente d'après les données disponibles (Mohr, 1991 ; Ijaz et al., 1994).

Pour évaluer les risques microbiens liés à l'ingestion des produits fertilisés, Shuval, Lampert & Fattal (1997) ont mesuré 10,8 ml d'eaux usées sur 100 g de laitue, et Asano et al. (1992) ont admis que 10 ml étaient ingérés lors de la consommation de produits irrigués avec des eaux usées. *Campylobacter jejuni*, *Cryptosporidium parvum* et le rotavirus ont été choisis comme organismes indicateurs. Les fonctions de densité de probabilité de la présence d'agents pathogènes dans l'urine ont été calculées sur la base de distributions lognormales de la contamination fécale croisée, du nombre de jours d'excrétion et des nombres excrétés (tableau 3.14). Les données sur l'inactivation étaient basées sur Asano et al. (1992) et Peterson, Teunis & Ashbolt (2001), et sur l'utilisation d'une distribution triangulaire uniforme pour l'inactivation du rotavirus sur les cultures (valeurs k converties en valeurs T₉₀) pendant la période séparant la fertilisation et la récolte. Alors que les protozoaires et les bactéries ont des durées de survie sur les cultures plus courtes que les virus, d'après les données disponibles, les mêmes valeurs T₉₀ ont été appliquées à ces groupes microbiens, selon une hypothèse prudente.

Voie de transmission 1 : risque lié à l'exposition à de l'urine non stockée

Les risques estimés d'infection par les trois pathogènes indicateurs en cas d'ingestion accidentelle de 1 ml d'urine non stockée sont illustrés à la figure 3.2. Dans le cas d'une épidémie, où l'hypothèse est qu'il n'y a pas eu d'inactivation dans le réservoir de stockage, les virus peuvent présenter un risque inacceptable, et les bactéries un risque plus important que les protozoaires. Pour les cas sporadiques répartis uniformément au cours de l'année, le risque d'infection virale est le même que lors d'une épidémie à 4 °C (probabilité d'infection P_{inf} = 0,81), car l'inactivation du rotavirus est très faible à cette température ; le risque est légèrement plus faible à 20 °C (P_{inf} = 0,55). En revanche, le risque d'infection bactérienne décroît de façon significative s'il survient des cas spora-

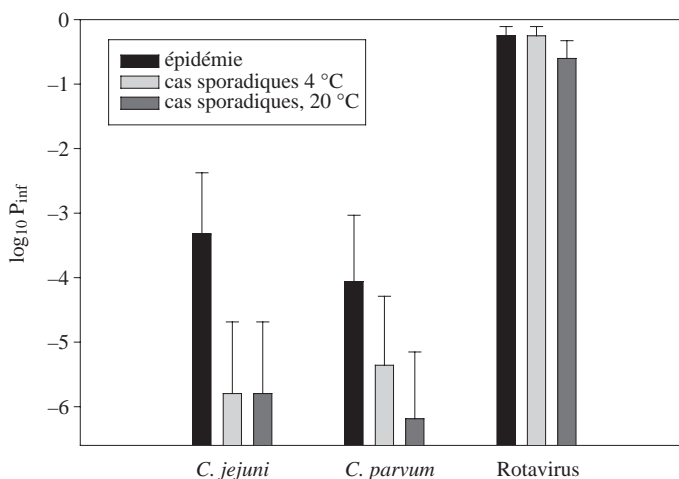


Figure 3.2

Probabilité moyenne d'infection (5–95 %) par *Campylobacter jejuni*, *Cryptosporidium parvum* et rotavirus après ingestion accidentelle de 1 ml d'urine non stockée selon les scénarios «épidémie» et «cas sporadiques», pour des températures de 4 °C et 20 °C lors de la collecte (Höglund, Ashbolt & Stenström, 2002)

diques plutôt qu'épidémiques, car une large proportion des bactéries supplémentaires meurt pendant la collecte à ces deux températures. Pour *Cryptosporidium*, le risque est inférieur d'une unité logarithmique environ s'il y a des cas sporadiques et non épidémiques dans la population reliée au réservoir et que la collecte se fait à 4 °C ($P_{inf} = 3,1 \times 10^{-6}$). La collecte à 20 °C diminue le risque d'une unité logarithmique supplémentaire ($P_{inf} = 4,5 \times 10^{-7}$).

Voie de transmission 2 : risque lié à l'exposition à de l'urine traitée

Du fait de l'inactivation des agents pathogènes, les risques liés à un contact accidentel décroissent lors du stockage. Le rotavirus constitue une exception en cas de stockage à 4 °C, le risque restant identique quelle que soit la durée de stockage. Le risque d'infection à *Campylobacter* est négligeable après un mois de stockage, que ce soit à 4 °C ou à 20 °C. Si l'urine est stockée à 20 °C, le risque moyen pour *Cryptosporidium* est de $4,7 \times 10^{-11}$ après seulement un mois, alors que si elle est stockée à 4 °C pendant un mois ou six mois, le risque sera de $1,1 \times 10^{-5}$ et $2,8 \times 10^{-9}$ respectivement. Le risque d'infection virale est beaucoup plus élevé que le risque d'infection par des protozoaires, et une inactivation a été mesurée uniquement dans l'urine stockée à 20 °C. Après six mois à 20 °C, le risque moyen a été estimé à moins de 10^{-4} (figure 3.3).

Voie de transmission 3 : risque lié à l'exposition à des aérosols

Le risque d'infection par des aérosols lors de l'épandage d'urine sur la terre arable dépend principalement de la durée de stockage de l'urine (Höglund, Ashbolt & Stenström, 2002). Pour les personnes vivant dans un rayon de 100 m autour du lieu d'épandage, les risques d'infection bactérienne ou à protozoaires sont faibles quelles que soient les conditions de stockage. Cependant, le risque d'infection à rotavirus est de 0,72 pour l'urine non

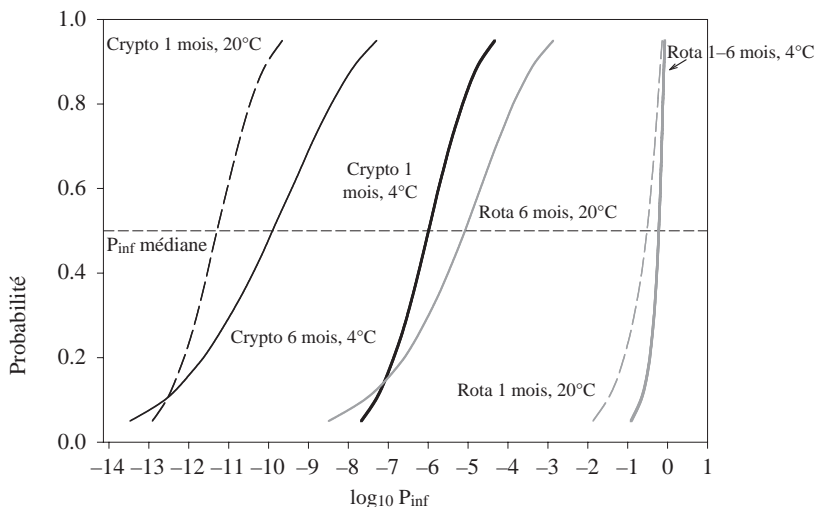


Figure 3.3

Probabilité d'infection (5–95%) par *Cryptosporidium parvum* et rotavirus après ingestion de 1 ml d'urine stockée (un ou six mois, 4 °C ou 20 °C). *C. parvum* stocké pendant six mois à 20 °C présentait un risque $<10^{-15}$, de même que *Campylobacter* après un mois à 4 ou 20 °C; cette donnée n'a pas été reprise dans la figure (Höglund, Ashbolt & Stenström, 2000).

stockée ou stockée à 4 °C, dans l'hypothèse d'une épidémie. Si l'urine est stockée pendant six mois à 20 °C avant la fertilisation, le risque moyen estimé est ramené à $3,3 \times 10^{-5}$.

Voie de transmission 4 : risque lié à l'exposition aux produits fertilisés

Les risques potentiels liés à la consommation de produits fertilisés avec de l'urine fraîche et de l'urine stockée pendant un mois ou six mois à 4 °C et 20 °C ont été étudiés. On s'est basé sur des périodes de rétention de une à quatre semaines entre la fertilisation et la consommation. Les conséquences du délai observé en cas de consommation de 100 g de produit cru fertilisé avec de l'urine fraîche sont illustrées par la figure 3.4. Lorsqu'une semaine s'écoulait entre la fertilisation et la consommation, le risque d'infection bactérienne ou à protozoaire était très faible ($<10^{-5}$), alors qu'il fallait attendre trois semaines pour que le risque d'infection virale atteigne le même niveau.

3.6.3 Exemple de calcul de risque dans le cas d'excreta stockés, sans autre traitement

Une évaluation théorique a été réalisée pour estimer les risques de transmission de pathologies infectieuses liés à l'utilisation locale de fèces comme fertilisants. Les fèces étaient collectées de toilettes sèches à dérivation d'urine dans des foyers d'une seule famille, et utilisées dans des jardins domestiques. Les fèces étaient traitées uniquement par stockage à des températures allant jusqu'à 20 °C, avant l'épandage. Le pH était de 6,7–8,4 et la teneur en matière sèche de 20–40 %. La matière n'était pas totalement stabilisée. Les cinq scénarios suivants ont été évalués :

- 1) épandage directe sans stockage ;
- 2) épandage après 6 mois de stockage ;

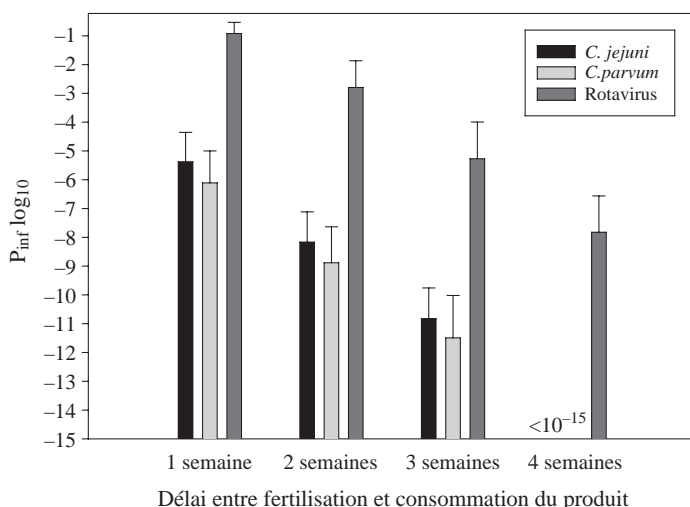


Figure 3.4

Probabilité moyenne d'infection par des agents pathogènes en cas d'ingestion de produits fertilisés avec de l'urine non stockée selon la période de rétention. Les barres d'erreur indiquent un écart type (Höglund, Ashbolt & Stenström, 2002).

- 3) épandage après 12 mois de stockage ;
- 4) épandage et incorporation après 6 mois de stockage ;
- 5) épandage et incorporation après 12 mois de stockage.

L'épandage consiste à répartir les fèces uniformément en surface ; l'incorporation désigne le fait d'intégrer les fèces à la couche supérieure du sol, le ratio fèces/terre en résultant étant de l'ordre de 1:100.

Identification des dangers

Des organismes transmis par voie féco-orale étaient pris en compte, *Salmonella*, EHEC, rotavirus, virus de l'hépatite A, *Giardia*, *Cryptosporidium* et *Ascaris*, notamment.

Évaluation de l'exposition

Chaque organisme était modélisé à l'aide de fonctions de densité de probabilité pour l'incidence dans la population, l'excrétion et la durée de l'infection, ainsi que le dépérissement dans le container de stockage et le dépérissement dans le sol après épandage. L'incidence était basée sur les données officielles d'un pays européen, ajustées pour tenir compte de la sous-estimation (Wheeler et al., 1999). À partir de l'incidence ainsi obtenue, il a été établi que la probabilité que des fèces contenues dans le container de stockage d'un foyer type contienne au moins un type d'agent pathogène était de 11,6%. Le dépérissement des agents pathogènes est basé sur des informations recueillies d'une part sur les fèces humaines et d'autre part sur d'autres produits comme le fumier animal ou les boues d'eaux usées, afin d'établir les fonctions de densité de probabilité pour l'inactivation. On a supposé que l'exposition humaine résultait de l'ingestion accidentelle de petites quantités de fèces ou de mélange fèces-terre lors des activités suivantes :

- vidange du container et répartition de la matière ;
- activités ludiques dans le jardin ;
- jardinage.

Pour l'ingestion de mélange fèces-terre, on s'est basé sur une étude bibliographique de Larsen (1998) dans laquelle les auteurs estiment que les enfants ingèrent environ 200 mg de terre par jour en moyenne, avec un maximum absolu de 5 à 10 g par jour une fois tous les dix ans, du fait de l'exposition quotidienne. On a supposé que les adultes ingéraient 15–50 % de cette quantité, avec un maximum de 100 mg par jour. Le container est vidé une fois par an, et l'on suppose que seuls les adultes sont exposés.

Relations dose-réponse

En l'absence de données relatives à des groupes de population sensibles, comme les enfants, les personnes âgées ou les sujets immunodéprimés, cet aspect n'a pas été pris en compte dans le modèle. L'existence de groupes moins sensibles n'a pas non plus été prise en compte. L'incertitude des paramètres des relations dose-réponse a été prise en compte.

Calcul du risque microbien

Les calculs ont été réalisés pour deux scénarios principaux :

- 1) en appliquant l'incidence dans la population (scénario inconditionnel) ;
- 2) en supposant qu'un membre de la famille présentait une infection durant la période de collecte (scénario conditionnel).

Les variations du risque d'infection dépendent de l'organisme considéré. Certaines salmonelles sont sujettes à une recroissance dans des matières stockées mais non stabilisées, en particulier si elles sont partiellement humides. Les virus et les parasites ont généralement des survies plus longues dans l'environnement, et des doses infectieuses plus basses, ce qui se traduit par des niveaux de risque élevés pour le rotavirus, les protozoaires et *Ascaris*. La différence de risque entre le scénario conditionnel et inconditionnel était de un à quatre ordres de grandeur, et la différence entre le cas type (50 %) et le cas le plus défavorable (95 %) allait de zéro à cinq ordres de grandeur selon l'organisme. Dans le scénario inconditionnel, le risque ne dépassait jamais 4×10^{-2} (rotavirus). Ce n'est qu'après 12 mois de stockage et en prenant l'incidence en compte que les risques étaient inférieurs à 10^{-4} pour tous les organismes à l'exception d'*Ascaris* ($P_{\text{inf}} = 8 \times 10^{-4}$), lors de la vidange du container et de l'épandage.

Dans neuf jardins sur dix environ, l'utilisation de fèces stockées comme fertilisant ne comporterait pas de risque d'infection. Le rotavirus et *Giardia* seraient les agents pathogènes les plus fréquemment présents, compte tenu de l'incidence dans la population. Le dépérissement pendant le stockage serait substantiel pour *Salmonella*, par exemple, alors qu'*Ascaris*, en particulier, aurait une persistance beaucoup plus longue dans les fèces. L'agent pathogène donnant les symptômes les plus graves, EHEC, était ramené à des niveaux très bas lors du stockage dans les toilettes, et ne présentait de risque significatif dans aucun des scénarios. L'utilisation des excréta directement après vidange du container se traduisait par des risques médians dépassant ceux du scénario inconditionnel pour le rotavirus et les parasites. Après un an de stockage, cependant, les risques médians

étaient inférieurs à ce niveau pour tous les pathogènes, y compris dans le scénario conditionnel (celui où un membre de la famille excrète un agent pathogène), exception faite d'*Ascaris*. Dans le cas le plus défavorable, néanmoins, les risques excédaient 10^{-4} pour les virus et les parasites. L'exposition aux fèces en termes de quantités ingérées était plus faible lors d'activités ludiques ou de jardinage que lors de la vidange du container, du fait du mélange avec la terre. Mais comme la fréquence d'exposition était plus élevée dans le premier type d'exposition, les risques annuels étaient presque aussi élevés.

4 OBJECTIFS LIÉS À LA SANTÉ

Ce chapitre traite des objectifs en matière de santé et des recommandations relatives à la protection de la santé. La possibilité de lier les mesures de protection de la santé à des valeurs guides ou à des bonnes pratiques dépend du degré de respect des exigences qu'il est réaliste d'attendre. L'application de valeurs guides est peu adaptée aux systèmes à petite échelle, pour lesquels des recommandations relatives aux procédures ou aux bonnes pratiques constituent souvent une meilleure approche.

On s'est efforcé d'harmoniser les objectifs sanitaires présentés dans ce volume avec ceux du volume II des Directives (*Utilisation sans risque des eaux usées en agriculture*). L'accent est mis ici sur les aspects relatifs à la sécurité dans l'utilisation des excréta et des eaux ménagères. Il est évident que le risque de transmission d'agents pathogènes par l'environnement lorsque des excréta non traités sont utilisés dans l'agriculture peut se traduire par une prévalence accrue des affections liées à ces agents. Le traitement des excréta humains et les autres mesures de prévention de l'exposition humaine sont essentiels pour éviter la transmission (voir le chapitre 5).

Les objectifs en matière de santé doivent faire partie intégrante d'une politique de santé globale, prenant en compte les tendances et l'importance relative des divers modes de transmission au niveau des individus et des ménages, mais aussi dans le cadre plus large de la gestion de la santé publique. Pour protéger efficacement la santé, les objectifs doivent être réalistes, adaptés au contexte local, et compatibles avec les ressources disponibles pour l'application de mesures de protection. Ils ont pour objet l'amélioration de la santé publique, et doivent aider à choisir les modes de protection de la santé, d'intervention et de prévention les plus judicieux, principalement en matière de traitement des excréta et des eaux ménagères, de maîtrise de l'exposition et de sécurité dans la manipulation des excréta et des eaux ménagères.

La notion d'objectifs de santé est universelle et s'applique quel que soit le niveau de développement. Bien que les objectifs soient souvent définis au niveau national, c'est au niveau local qu'ils sont mis en œuvre. Les risques varient selon les performances techniques des installations et la fréquence d'exposition. Les recommandations doivent donc avoir un caractère pratique et prendre en compte les facteurs de variabilité. Divers types d'événements ou de comportements peuvent avoir des répercussions sur la santé; c'est pourquoi une « approche multi-barrières » s'impose.

Les objectifs s'inscrivent dans une stratégie globale de gestion et d'évaluation intégrant des buts à atteindre en matière de protection de la santé, et l'application d'un schéma d'utilisation des excréta et des eaux ménagères. Dans ce contexte, les effets à long terme doivent également être envisagés. Lorsque c'est possible, les objectifs en matière de santé devraient s'appuyer sur une évaluation quantitative du risque prenant en compte le contexte local et ses dangers spécifiques. Les données épidémiologiques sur les pratiques locales de manipulation et d'utilisation des excréta et des eaux ménagères dans l'agriculture sont rares et éparpillées. Les données épidémiologiques disponibles sur l'utilisation des eaux usées et des boues sont partiellement transposables à ce contexte.

De plus en plus, la réglementation et les directives sont basées sur la notion de risque. Le recours aux QMRA, fondées pour une part sur des prédictions et des hypothèses, permet d'évaluer les systèmes d'assainissement et de comparer les résultats avec des limites de risque acceptables. Le traitement peut être adapté en fonction d'une série de limites acceptables. Des évaluations de risques spécifiques peuvent ainsi être pratiquées au cas par cas, en faisant intervenir des données relatives à l'état de santé ou aux modèles comportementaux de la population concernée, par exemple. La fixation de limites de risque acceptables localement, applicables aux systèmes d'assainissement dans les secteurs où l'utilisation d'excréta est pratiquée, se fondera sur une évolution subséquente

de la prévalence des infections. Dans les pays en développement, où les normes sanitaires sont basses, l'objectif sera de réduire le nombre de cas d'infection par l'introduction de mesures d'assainissement, en proposant éventuellement des formes nouvelles et plus efficaces de traitement ou de réduction de l'exposition, associées à d'autres types d'actions relatives à la sécurité du traitement et du stockage, à l'éducation à l'hygiène/à la santé ou à l'accès à une eau de boisson de qualité.

Le présent volume des Directives, consacré dans une large mesure au traitement des excréta et des eaux ménagères, traite aussi d'autres aspects, tant techniques que pratiques ou comportementaux, intervenant dans la réduction du risque de transmission. Les règles empiriques présentées ici pour réduire les risques à un niveau acceptable ne constituent pas une façon détournée d'imposer des valeurs limites dans les systèmes à petite échelle.

■ **4.1 Type d'objectifs appliqués**

Les objectifs sanitaires peuvent être fondés sur des données épidémiologiques, des évaluations prédictives des risques, des valeurs guides ou des performances. Tous ces critères présentent des points forts et des limites. Les objectifs basés sur des données épidémiologiques requièrent des ressources appropriées et un système de surveillance institutionnelle. Les objectifs fondés sur l'évaluation des risques font appel à des données prédictives validées, mais peuvent surestimer les risques, compte tenu de la variabilité des comportements et des expositions. Les valeurs indicatives ont souvent une capacité limitée à rendre compte de l'ensemble des risques liés aux divers organismes présents. Dans bien des cas, les objectifs de performances fondés exclusivement sur des organismes indicateurs donnent une représentation incomplète des risques. Il serait préférable qu'ils soient basés sur un plus grand nombre d'agents pathogènes et fassent intervenir la persistance des organismes dans des conditions de traitement ou d'environnement défavorables. Ils devraient être conçus de telle sorte que l'évaluation des performances reflète aussi d'autres groupes microbiens, plus vulnérables, et des conditions plus diverses. Tous les objectifs sont soumis à la variabilité et aux baisses temporaires d'efficacité de divers processus. Ils devraient en outre refléter les taux de morbidité dans la population générale. L'évaluation des performances n'a pas, en principe, à faire appel à des évaluations expérimentales sur site, mais peut être réalisée par approximation, à partir d'évaluations internationales reflétant les conditions prévalant au niveau local. Il est souhaitable, cependant, que les performances du traitement soient évaluées par des autorités ou des institutions régionales ou nationales compétentes. Le tableau 4.1 donne un aperçu des différents types d'objectifs liés à l'utilisation des excréta et des eaux ménagères dans l'agriculture.

Ces objectifs ont trait aux barrières destinées à éviter l'exposition, ainsi qu'aux performances des techniques de traitement, dans une démarche globale d'évaluation et de gestion des risques. Les valeurs indicatives utilisables lors de la surveillance des systèmes visent principalement les grandes installations. Les méthodes de traitement alternatives se traduisent par des niveaux de sécurité différents en termes de barrières contre la transmission d'agents pathogènes. Les objectifs de performances sont spécifiés dans ce qui suit, et le chapitre 5 traite des options techniques et des aspects liés à la gestion. Les valeurs indicatives numériques sont utilisables en particulier à des fins de validation, mais devraient être appliquées avec discernement, et toujours dans un contexte de stratégies de gestion du risque.

■ **4.2 Charge de morbidité admissible et objectifs liés à la santé**

La mesure communément admise pour exprimer et comparer la charge de morbidité est la DALY (Murray & Acharya, 1997) (voir aussi le chapitre 2). Dans la troisième édition

Tableau 4.1 Nature, application et évaluation des objectifs liés à la santé

Types d'objectifs	Nature des objectifs	Application	Évaluation
Effets sur la santé d'après les données épidémiologiques	Réduction de l'incidence et de la prévalence des maladies	Risques microbiens avec morbidité élevée et mesurable	Surveillance de santé publique; épidémiologie analytique
		Mesure directe de l'impact (affection transmissible par les aliments, par exemple)	Impact réel souvent difficile à évaluer Multiplicité de facteurs
Évaluation axée sur les risques	Niveau de risque admissible du fait de l'exposition directe et indirecte	Risques microbiens dans des situations où la charge de morbidité ne peut pas être mesurée directement	QMRA
	Relation avec des modalités alternatives d'utilisation, d'exposition ou d'assainissement, selon le contexte local		Outil prédictif Doit être liée aux conditions locales d'exposition
Objectifs de qualité	Valeurs indicatives	Mesure des agents pathogènes ou d'organismes indicateurs; peu praticable:	Mesurages valables principalement pour l'évaluation des performances techniques du traitement des fèces
		<ul style="list-style-type: none"> – dans les applications à petite échelle – dans l'urine, du fait du dépérissement rapide des indicateurs – dans les eaux ménagères, du fait de la recroissance entraînant une surestimation du risque 	Applicable principalement dans un cadre du type évaluation de l'utilisation d'eaux usées S'assurer de la validité des paramètres de mesure (validation du système) Capacité limitée à prendre en compte l'ensemble des agents pathogènes
Objectifs de performances	Objectifs de performances génériques (élimination de groupes d'organismes)	Contaminants microbiens	Contrôle de conformité, via l'évaluation du système
	Objectifs personnalisés		Surveillance par les autorités de santé publique Listes de contrôle
	Valeurs indicatives peu applicables		Recommandé pour les applications à petite échelle Limites d'applicabilité selon le contexte local
Spécifications techniques	Procédés ou systèmes spécifiés par les autorités (pratiques de manutention ou comportements, en lien avec les effets sur la santé)	Effets sur la santé dans les applications à petite échelle	Évaluation de conformité Méthodes de traitement et de mise en œuvre

des Directives de qualité pour l'eau de boisson (OMS, 2004a), une charge de morbidité admissible inférieure ou égale à 10^{-6} DALY par personne et par an a été adoptée pour les affections transmissibles par l'eau de boisson. Cette charge est comparable à celle d'une diarrhée microbienne spontanément résolutive, avec un taux de décès de l'ordre de 1×10^{-5} et un risque d'affection annuel de 1 pour 1000 (10^{-3}), ce qui correspond à 1×10^{-6} DALY (1 μ DALY) par personne et par an (OMS, 2004a). C'est ce niveau élevé de protection de la santé – 1×10^{-6} DALY – qui doit être appliqué ici, dans la mesure où les aliments fertilisés avec des excreta traités, ou irrigués avec des eaux ménagères traitées, notamment les aliments destinés à être consommés crus, doivent présenter le même niveau de sécurité que l'eau de boisson.

En termes opérationnels, le traitement et les diverses mesures mises en œuvre pour réduire le niveau d'agents pathogènes et, donc, l'exposition devraient avoir cette valeur pour cible. *Campylobacter*, *Cryptosporidium* et les rotavirus ont été choisis comme organismes index (Havelaar & Mesle, 2003; OMS, 2004a). Un exemple de calcul du risque infectieux admissible présenté dans le volume II des Directives est également applicable dans le contexte du présent volume. Les valeurs citées pour les ratios d'infection sont les suivantes :

Rotavirus (pays industrialisés)	$1,4 \times 10^{-3}$
Rotavirus (pays en développement)	$7,7 \times 10^{-4}$
<i>Campylobacter</i>	$3,1 \times 10^{-4}$
<i>Cryptosporidium</i>	$2,2 \times 10^{-3}$

Les niveaux de risque admissibles pour les affections dues à ces organismes se situent donc entre 10^{-3} et 10^{-4} par personne et par an. Il s'agit là d'estimations prudentes, sachant que l'incidence mondiale actuelle de la diarrhée chez les 5–80 ans et plus est de l'ordre de 0,1–1 par personne et par an (voir le volume II des Directives).

Les données épidémiologiques fiables sur la sécurité dans l'utilisation des excreta et des eaux ménagères dans l'agriculture sont rares. Il est cependant possible de recourir à l'évaluation quantitative du risque microbien (QMRA) pour établir le risque admissible. Des exemples de calcul des risques résultant de l'exposition aux fèces, à l'urine et aux eaux ménagères ont été présentés au chapitre 3, tant pour les consommateurs que pour les opérateurs manipulant des excreta et des eaux ménagères. De ce point de vue, les présentes Directives est harmonisé avec les aspects sanitaires de l'utilisation agricole d'eaux usées, exposés dans le volume II des Directives, qui définit un niveau de risque admissible, du point de vue épidémiologique, pour les consommateurs d'une part (irrigation sans restriction) et pour les travailleurs agricoles d'autre part (irrigation restreinte).

On trouvera au chapitre 5 la description de combinaisons de barrières résultant de différents traitements primaires et secondaires qui permettent d'abaisser le risque au niveau des objectifs en matière de santé. La détermination du degré de réduction des agents pathogènes requis pour parvenir à la charge de morbidité supplémentaire admissible ($\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an) suppose la connaissance (ou l'estimation) des éléments suivants : volume d'excreta ou d'eaux ménagères traités auquel est exposée une personne dans la chaîne de manipulation des produits, ou qui reste sur les cultures (ml ou mg pour 100 g de produit) après la fertilisation, période de retrait, et déperissement sur le terrain. Pour cela, il est nécessaire de connaître (ou d'estimer) les nombres d'agents pathogènes présents dans les excreta ou les eaux ménagères non traités. Dans ce cadre, les concentrations d'*E. coli* peuvent être utilisées pour la surveillance/vérification dans le cas des excreta traités, mais pas pour l'urine collectée, en raison du déperissement

Tableau 4.2 Valeurs indicatives pour la surveillance/vérification dans les systèmes de traitement à grande échelle des eaux ménagères, des excreta et des boues fécales destinés à l'agriculture

	(Eufs d'helminthes nombre pour 100 g de matière solide totale ou par litre)	<i>E. coli</i> (nombre pour 100 ml)
Fèces traitées et boues fécales	<1/g de matière solide	<1000/g de matière solide
Eaux ménagères destinées à :		
– l'irrigation restreinte	<1/litre	<10 ^{5a} <10 ⁶ admis en cas d'exposition limitée ou de recroissance probable
– l'irrigation sans restriction de produits consommés crus	<1/litre	<10 ³ <10 ⁴ admis dans le cas de plantes à feuilles hautes ou d'irrigation goutte à goutte

^a Ces valeurs sont acceptables en raison du fort potentiel de recroissance de *E. coli* et d'autres coliformes fécaux dans les eaux ménagères.

rapide des bactéries dans ce milieu. Dans les eaux ménagères, il se produit parfois une recroissance d'*E. coli*, qui peut conduire à surestimer les risques si la surveillance/vérification est basée sur ce paramètre. Les valeurs indicatives applicables pour *E. coli* dans les eaux usées devraient donc être utilisées avec discernement pour les eaux ménagères. Leur application se traduirait toutefois par un niveau de sécurité accru, dans la mesure où la charge fécale est généralement de 100 à 1000 fois plus faible dans les eaux ménagères que dans les eaux usées. Pour les infections helminthiques, le niveau de référence pour la surveillance/vérification de l'efficacité du traitement, exprimé en nombre d'œufs, est présenté au tableau 4.2. Les mesures de protection de la santé permettant d'obtenir la réduction requise du nombre d'agents pathogènes peuvent faire appel au traitement seul ou à la combinaison de diverses mesures. Une valeur indicative de <10³ *E. coli* pour 100 ml est proposée pour l'irrigation sans restriction avec des eaux ménagères. Une valeur indicative de <10³ *E. coli* par gramme de matière fécale traitée appliquée comme fertilisant assurerait donc un niveau de sécurité comparable contre les agents pathogènes bactériens, et probablement aussi contre les agents pathogènes viraux. Il n'existe pas de valeur clairement établie pour les protozoaires parasites.

La réduction d'agents pathogènes requise lors du traitement des excreta sur site ou hors site est exprimée sous la forme d'objectifs de performances. L'objectif pour les excreta traités est basé sur une durée de stockage de 12 à 18 mois en cas de traitement sur site (lorsque le stockage seul est appliqué) et associé à une période de retrait spécifiée permettant de réduire encore les risques pour le consommateur. Cette période s'applique pour les excreta traités parce qu'ils sont utilisés comme fertilisants et produits d'amendement du sol; les valeurs applicables aux eaux usées sont différentes parce qu'elles sont utilisées principalement pour l'irrigation. La vérification de conformité aux valeurs cibles pour *E. coli* et les helminthes s'applique cependant aux fèces après stockage/traitement.

Strauss & Blumenthal (1990) ont suggéré qu'une année de stockage était suffisante en conditions tropicales (28–30°C), mais qu'une durée de 18 mois serait nécessaire lorsque la température moyenne est plus basse (17–20°C). Le stockage est particulièrement bénéfique sous les climats secs et chauds qui donnent lieu à une dessiccation rapide

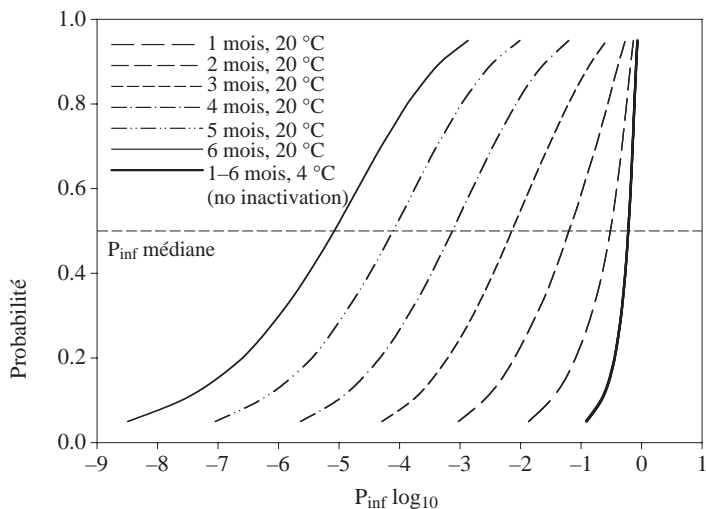


Figure 4.1

Effet de la durée de stockage sur le risque lié au rotavirus
(tiré de Höglund, Ashbolt & Stenström, 2002)

de la matière, la faible teneur en humidité favorisant l'inactivation des agents pathogènes. Esrey et al. (1998) font état d'une destruction rapide des agents pathogènes lorsque les taux d'humidité sont inférieurs à 25 % et indiquent que ce taux devrait être recherché dans les toilettes à dérivation d'urine dont le fonctionnement est basé sur la déshydratation (c'est-à-dire le stockage). Une faible teneur en humidité permet en outre de réduire les odeurs et la prolifération de mouches. Une recroissance des indicateurs bactériens de certains agents pathogènes (EHEC et *Salmonella*) peut cependant intervenir en cas d'apport d'humidité (d'eau) ou si la matière est mélangée à de la terre humide, comme le montrent les résultats présentés par Austin (2001).

La réduction des virus dans les excréta dépend de la durée et des conditions de stockage, comme l'illustre la figure 4.1 avec un exemple de calcul de risque selon les conditions de stockage pour le rotavirus.

Les kystes de protozoaires sont sensibles à la dessiccation, qui affecte également leur survie à la surface des plantes (Snowdon, Cliver & Converse, 1989; Yates & Gerba, 1998). Les niveaux normaux d'humidité n'inactivent pas les œufs d'*Ascaris*. Il faut pour cela des niveaux inférieurs à 5 % (Feachen et al., 1983), mais on ne dispose pas pour l'instant de données sur la durée d'inactivation correspondante.

Pour traiter les excréta, la digestion thermophile (50 °C pendant 14 jours) et le compostage en tas aérés pendant un mois à 55–60 °C (suivis de 2 à 4 mois de maturation supplémentaire) sont les procédures recommandées et généralement admises pour obtenir la réduction d'agents pathogènes permettant d'atteindre les valeurs indicatives établies pour la protection de la santé. Les recommandations relatives au traitement des boues fécales, par exemple, ou des déchets ménagers organiques (déchets alimentaires) reposent sur des températures similaires (EC, 2000). En conditions contrôlées, le compostage à 55–60 °C pendant 1 à 2 jours est suffisant pour éliminer pratiquement tous les agents pathogènes (Haug, 1993). Les périodes plus longues préconisées laissent une marge de

manœuvre. Il n'est pas rare que des zones froides se forment au sein de la matière digérée ou compostée, ce qui se traduit localement par une moindre inactivation.

4.3 Objectifs de réduction microbienne

L'approche adoptée dans les présentes Directives met l'accent sur les risques provenant de la chaîne d'utilisation des excreta et des eaux ménagères depuis la collecte jusqu'à la consommation des aliments. Des données relatives aux effets sur la santé ont été utilisées pour évaluer le risque de pathologie infectieuse, en concordance avec l'approche adoptée dans le volume II des Directives. Les analyses ont pris en compte la consommation de produits crus et les risques liés au contact direct avec des excreta traités (y compris en cas d'ingestion accidentelle de terre). Il n'a pas été établi de corrélations directes entre les risques relatifs liés à l'épandage d'eaux usées et d'excreta traités. Cependant, les valeurs indicatives présentées sont du même ordre dans les deux cas, comme le montre l'encadré 4.1 dans l'exemple d'*Ascaris*.

Dans le scénario d'exposition pour l'irrigation par des eaux usées, il a été établi que pour parvenir à un niveau $\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an pour le rotavirus, des réductions de l'ensemble des agents pathogènes de 6 unités logarithmiques étaient nécessaires pour la consommation de plantes à feuilles (laitue) et de 7 unités logarithmiques pour la consommation de plantes-racines (oignons). Si l'on applique ces valeurs aux excreta, cela suppose une réduction de l'ordre de 8–9 unités logarithmiques pour les fèces (dans l'hypothèse d'un taux de dilution de 100). Le risque lié aux urines séparées à la source et aux eaux ménagères est dû à la contamination fécale croisée. D'après les résultats de mesures, cette contamination est généralement inférieure à 10^{-4} fois celle des excreta, ce qui reviendrait à une dilution de 100 fois par rapport aux eaux usées; cela implique un objectif de performance <4–5 unités logarithmiques pour la réduction

Encadré 4.1 Objectifs de performance comparatifs pour les œufs d'helminthes viables dans les eaux usées, la matière fécale et les boues fécales

- Objectif de performance pour une irrigation sans restriction par les eaux usées : ≤ 1 œuf/litre
- Taux R_w (besoins en eau des cultures, exprimés en m/an), à rapprocher d'un taux d'œufs déversés sur les sols, R_e , tel que : $R_e < 10^7 R_w$ (œufs/ha.an)

L'utilisation d'excreta ou de boues fécales traités ne devrait pas se traduire par une concentration d'œufs dans les sols supérieure à la quantité admise pour l'eau d'irrigation. Le taux d'épandage des boues dépend de la concentration d'œufs dans les solides totaux E_g (exprimée en œufs/g de solides totaux). La quantité de boues épandue R_s est donc telle que : $R_s < R_e/E_g = 10^7 R_w/E_g$ (g de solides totaux/ha.an). Charge annuelle d'helminthes due à l'irrigation (pour une moyenne de 500 mm/an, par exemple) : 500 œufs d'helminthes/m².an admissibles. Epandage de matière fécale traitée (mêmes quantités que dans les bonnes pratiques relatives à l'épandage de fumier dans l'agriculture) : 10 t de fumier/ha.an à 25 % de solides totaux (1 kg/m².an) = 250 g de solides totaux/m².an.

niveau admissible [œufs d'helminthes] $\leq 500/250 = 2$ œufs d'helminthes/g de solides totaux

(avec 1000 mm/an : 4 œufs d'helminthes/g de solides totaux)

Valeur guide fixée à 1 œuf d'helminthe/g de solides totaux (pour tenir compte de la variabilité).

d'agents pathogènes requise en cas d'irrigation sans restriction, afin de parvenir à une charge de morbidité supplémentaire admissible $\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an.

Ainsi, dans l'urine séparée à la source, la contamination fécale croisée a été estimée à 1,6–18,5 mg de fèces par litre d'urine, avec une moyenne de $9,1 \pm 5,6$ mg/l, soit une concentration d'agents potentiellement pathogènes inférieure de près de 5 unités logarithmiques à celle des fèces. La contamination fécale des eaux ménagères se situait à un niveau similaire, estimé d'après une charge fécale de 0,04 g/personne par jour. Les risques liés à l'exposition au rotavirus étant considérés comme les plus élevés, ce degré de réduction assure une protection suffisante contre les infections bactériennes et à protozoaires.

Ces niveaux de réduction d'agents pathogènes, exprimés en unités logarithmiques, peuvent être atteints en appliquant des mesures de protection sanitaire appropriées, chacune d'elles étant associée à son propre niveau ou domaine de réduction logarithmique (tableau 4.3). Ces mesures sont combinées de telle sorte que, pour chaque combinaison, la somme des réductions logarithmiques correspondant aux différentes mesures de protection sanitaire adoptées soit égale à la réduction totale requise. Certaines de ces mesures sont similaires à celles présentées dans le volume II des Directives, mais la réduction d'agents pathogènes liée au traitement sera différente. Les excréta traités sont toujours utilisés comme fertilisants au stade de la plantation ou durant la phase de croissance initiale. Il y a donc en principe une période de retrait de plus d'un mois, sauf pour l'épandage d'eaux ménagères, généralement utilisées pour l'irrigation.

Selon le volume II des Directives, pour atteindre l'objectif de $\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an pour le rotavirus, le traitement des eaux usées doit réduire le nombre d'*E. coli* de 4 unités logarithmiques ou assurer une réduction équivalente des agents pathogènes. La réduction correspondante pour la matière fécale brute sera donc de 6 unités logarithmiques, alors qu'une réduction de 2 unités logarithmiques devrait normalement suffire pour l'urine et les eaux ménagères.

Les objectifs de réduction microbienne pour la protection contre les helminthes sont fondés sur les résultats d'études microbiologiques. Alors que les analyses de risque devraient être basées sur le nombre d'œuf viables, le taux de réduction, dans les études microbiologiques, correspond au pourcentage d'œufs viables sur la population totale d'œufs, et non aux nombres absolus.

Une mesure de protection sanitaire efficace pour éliminer les œufs d'helminthes de la surface des produits consommés crus (feuilles de laitue, par exemple) consiste à laver les produits dans une solution légèrement détergente (solution de produit à vaisselle, par exemple) et à les rincer soigneusement avec de l'eau de boisson non contaminée. Les œufs d'helminthes sont très « collants » et peuvent donc adhérer à la surface des produits; la solution détergente les détache et ils se trouvent non plus sur les produits, mais dans la phase aqueuse. Cette mesure de prévention réduit le nombre d'œufs à la surface des produits de 1–2 unités logarithmiques (B. Jiménez-Cisneros, communication individuelle, 2005).

Il existe des méthodes de traitement permettant d'atteindre, ou d'atteindre partiellement, les réductions d'agents pathogènes indiquées. Diverses études montrent que dans la matière fécale sèche, collectée et stockée, une durée de 6 à 12 mois peut suffire lorsque le pH et la température ambiante sont élevés (tableaux 4.4 et 4.5). Si le nombre d'œufs d'helminthes est ≤ 1 par gramme de solides totaux, il n'est pas nécessaire d'appliquer de mesures sanitaires supplémentaires en ce qui concerne ce groupe d'organismes, car la valeur cible est automatiquement atteinte (c'est généralement le cas dans la plupart des pays industrialisés).

Tableau 4.3 Réductions d'agents pathogènes pouvant être obtenues par diverses mesures sanitaires

Mesure de prévention ^a	Réduction des agents pathogènes (unités log)	Remarques
Stockage des excréta sans apports frais	6	La réduction d'agents pathogènes à atteindre par le traitement des excréta est basée sur les durées et conditions de stockage des tableaux 4.4–4.6 (ci-après), sans addition d'excreta (fèces et urine) frais non traités, établies d'après des résultats de mesure et des calculs de risque. Les réductions d'agents pathogènes correspondant à différentes options de traitement sont présentées au chapitre 5, et des exemples de calculs de risque au chapitre 3.
Traitement des eaux ménagères	1–>4	Ces valeurs se réfèrent aux options de traitement décrites au chapitre 5. En règle générale, la plus forte réduction de l'exposition est obtenue dans le cas de l'irrigation souterraine.
Irrigation localisée (goutte à goutte) avec de l'urine (plantes hautes)	2–4	Plantes dont la partie récoltée n'est pas en contact avec le sol.
Matières incorporées directement à la terre	1	À pratiquer au moment de l'épandage des fèces ou de l'urine comme fertilisants.
Dépérissement des agents pathogènes (période de retrait: un mois)	4–>6	Un dépérissement de 0,5–2 unités logarithmiques par jour est cité pour l'irrigation par les eaux usées. Les niveaux de réduction indiqués ici sont plus conservatifs, pour tenir compte d'un dépérissement plus lent d'une fraction des organismes résiduels. La réduction logarithmique obtenue dépend du climat (température, intensité de l'ensoleillement, humidité), de la durée, du type de plante et d'autres facteurs.
Lavage des produits à l'eau	1	Lavage à l'eau propre des produits consommés en salade, légumes et fruits.
Désinfection des produits	2	Lavage des produits consommés en salade, légumes et fruits avec une solution faiblement concentrée de désinfectant, et rinçage à l'eau propre.
Pelage des produits	2	Fruits, plantes-racines.
Cuisson des produits	6–7	L'immersion dans l'eau bouillante ou frémissante jusqu'à ce que le produit soit cuit assure la destruction des agents pathogènes.

Sources : Beuchat (1998); Petterson & Ashbolt (2003); NRMCC & EPHCA (2005).

Tableau 4.4 Traitements complémentaires des excreta et des boues fécales hors site, dans les stations de collecte et de traitement des systèmes à grande échelle (niveau municipal)^a

Traitement	Critère	Commentaire
Traitement alcalin	pH >9 pendant > six mois	Température >35 °C et/ou humidité <25 %. Délai d'élimination prolongé en cas de pH plus bas et/ou d'humidité plus élevée.
Compostage	Température >50 °C pendant >1 semaine	Exigence minimale. Délai plus long nécessaire si la température spécifiée ne peut pas être assurée.
Incinération	Incinération complète (<10 % de carbone dans les cendres)	

^a Traitement par lots, sans addition de matière.

Tableau 4.5 Recommandations pour le traitement par stockage d'excreta et de boues fécales secs avant utilisation au niveau des ménages ou au niveau municipal^a

Traitement	Critères	Commentaire
Stockage ; température ambiante 2–20 °C	1,5–2 ans	Permet d'éliminer les bactéries pathogènes ; recroissance éventuelle d' <i>E. coli</i> et <i>Salmonella</i> en cas d'apport d'humidité ; virus et protozoaires parasites réduits en dessous des niveaux à risque. Certains œufs peuvent persister en petits nombres dans le sol.
Stockage ; température ambiante >20–35 °C	>1 an	Inactivation substantielle à totale des virus, bactéries et protozoaires ; inactivation des œufs de schistosome (<1 mois) ; inactivation des œufs de nématodes (vers ronds), ankylostomes, par exemple (<i>Ancylostoma/Necator</i>), et de trichocéphales (<i>Trichuris</i>) ; survie d'un certain pourcentage (10–30 %) d'œufs d' <i>Ascaris</i> (≥ 4 mois) ; une inactivation plus ou moins complète des œufs d' <i>Ascaris</i> est obtenue en 1 an (Strauss, 1985).
Traitement alcalin	pH >9 pendant >6 mois	Si la température est >35 °C et l'humidité <25 %, un pH bas et/ou la présence d'humidité dans la matière prolongera la durée nécessaire à l'inactivation complète.

^a Pas d'addition de matière en cours de traitement.

4.4 Surveillance/vérification

Pour s'assurer que les objectifs sanitaires sont atteints, il importe de définir des objectifs de performances dont on puisse assurer le contrôle. Il existe trois types de surveillance :

- La validation comprend les tests initiaux destinés à faire la preuve que l'ensemble du système et ses différentes composantes peuvent répondre aux objectifs de performances et, donc, aux objectifs sanitaires.
- La surveillance opérationnelle consiste à surveiller en routine des paramètres mesurables rapidement (par des tests rapides, la mesure en ligne de certains paramètres ou un contrôle visuel), afin d'aider les gestionnaires à prendre des mesures correctives permettant d'éviter la survenue de conditions dangereuses.
- La surveillance/vérification est réalisée périodiquement pour s'assurer que le système remplit les objectifs fixés. Ce type de surveillance exige généralement des tests plus complexes ou plus longs, portant sur des paramètres tels que les indicateurs bactériens (*E. coli*) ou les œufs d'helminthes.

La surveillance est traitée au chapitre 6. Les exigences en matière de surveillance/vérification dans le cas des boues fécales traitées, de l'urine et des eaux ménagères sont présentées dans ce qui suit.

4.4.1 Traitement des excreta et des eaux ménagères

La numération des agents pathogènes dans les boues fécales, les excreta ou les eaux ménagères bruts ou traités n'est pas réalisée en routine (voire pas réalisée du tout). Les performances du traitement sur site utilisé pour atteindre partiellement ou totalement l'objectif de $\leq 10^{-6}$ DALY par personne et par an ne peuvent donc pas être déterminées sur la base de mesures de surveillance/vérification portant sur les agents pathogènes, mais reposent sur la validation de l'efficacité générale du traitement. La surveillance/vérification s'applique principalement aux grands systèmes de collecte ou lorsqu'un traitement secondaire hors site est réalisé après la collecte de matières provenant de plusieurs unités individuelles. Les performances microbiologiques des grands systèmes ou du traitement hors site sont évaluées en déterminant la teneur d'une bactérie indicatrice comme *E. coli* dans la matière traitée. Il en va de même des grands systèmes de collecte et de traitement des eaux ménagères, où l'effluent peut être contrôlé à des fins de vérification. Pour les systèmes à grande échelle ou lorsque qu'un traitement secondaire hors site est nécessaire, ce sont les valeurs du tableau 4.2 ci-dessus qui s'appliquent.

Lorsque d'autres barrières à l'exposition sont appropriées et qu'il est possible de les faire appliquer, les valeurs indicatives mentionnées ci-dessus peuvent être appliquées de façon moins stricte, sur la base d'une décision locale ou nationale – par exemple lorsqu'un organisme public détenteur de l'autorité légale est en mesure d'imposer le respect des restrictions relatives aux cultures ou lorsqu'une gestion de projet forte est en place. Pour les fruits et légumes, des restrictions particulières peuvent s'appliquer. Il n'y a pas de valeurs indicatives applicables aux systèmes d'adsorption souterraine pour les eaux ménagères. Cependant, l'emplacement de ces systèmes devrait être tel qu'ils n'interfèrent pas avec la qualité des eaux souterraines. Pour les bassins de traitement des eaux ménagères, le risque de prolifération de moustiques devrait être évalué, et la solution du traitement en bassins ne devrait pas être retenue, lorsque la prolifération de vecteurs peut avoir un impact substantiel sur la santé, sans que des mesures de lutte contre les moustiques ne soient intégrées à la conception et à l'exploitation de ces systèmes.

4.4.2 Autres mesures de protection de la santé

Les mesures opérationnelles de protection de la santé portent sur les pratiques d'utilisation dans l'agriculture et sur le traitement et le transport. Même si un traitement est validé et qu'une surveillance/vérification est assurée, des dysfonctionnements peuvent affecter par périodes certaines étapes du processus ou les pratiques de manipulation; le produit fertilisant n'est alors pas totalement exempt de risque. Des mesures complémentaires doivent donc être prises pour réduire le risque de transmission de maladies. Ces mesures sont applicables quelle que soit la taille du système (on trouvera au point 4.4.3 des considérations spécifiques relatives aux petits systèmes). Il s'agit des mesures suivantes :

- Les excreta et les boues fécales doivent être traités avant d'être utilisés comme fertilisants, et les méthodes de traitement doivent être validées.
- Les équipements utilisés par exemple pour le transport d'excreta non traités ne doivent pas être utilisés pour les produits traités.

- Les précautions applicables à la manipulation de matériel potentiellement infectieux doivent être prises lors de l'épandage de fèces. Il convient notamment d'utiliser des équipements de protection individuelle et d'appliquer des mesures d'hygiène (lavage des mains, en particulier).
- Les excreta et boues fécales traités doivent être incorporés à la terre dès que possible, et ne doivent pas être laissés en surface.
- Les excreta ou les boues fécales traités de façon inappropriée ne doivent pas être utilisés pour les légumes, fruits ou plantes-racines destinés à être consommés crus, à l'exception des arbres fruitiers.
- Une période de retrait doit être appliquée dans le cas des excreta et des boues fécales. Cette période doit être d'au moins un mois.
- Les traitements indiqués au tableau 4.4 peuvent être utilisés pour le traitement secondaire hors site (matières provenant des toilettes et d'un traitement primaire au niveau des ménages).

Le compostage est recommandé principalement comme traitement secondaire hors site, à grande échelle, car la conduite du procédé peut présenter des difficultés. Des températures supérieures à 50 °C doivent être maintenues dans toute la matière pendant au moins une semaine. Il peut être nécessaire de modifier la durée selon les conditions locales. Les grands systèmes requièrent un niveau de protection plus élevé que les systèmes mis en œuvre au niveau des ménages, et un stockage supplémentaire permet d'améliorer la sécurité. Le stockage en conditions ambiantes est moins sûr, mais acceptable si les conditions ci-dessus sont remplies. Des durées de stockage moindres peuvent être appliquées pour tous les systèmes sous les climats très secs, lorsque l'humidité est inférieure à 20 %. Le séchage au soleil ou l'exposition à des températures dépassant 45 °C réduit considérablement le temps nécessaire. Si la matière est re-humidifiée, *Salmonella* et *E. coli* peuvent se développer.

4.4.3 Les excreta dans les petits systèmes

Dans les systèmes à petite échelle, ce sont surtout la validation et la surveillance opérationnelle qui s'appliquent. Dans les pays en développement, il est difficile, voire impossible, d'évaluer les performances d'après les valeurs indicatives en vigueur. La validation de la collecte sèche d'excreta provenant de latrines au Viet Nam a montré qu'il est possible d'obtenir le dépérissement total des œufs d'*Ascaris* et de virus indicateurs (réduction logarithmique >7) sur une période de six mois (température moyenne 31–37 °C, pH 8,5–10,3 dans la matière fécale et teneur en humidité 24–55 %) (Carlander & Westrell, 1999; Chien et al., 2001). À température plus basse (20 °C environ), des périodes de stockage plus longues sont nécessaires pour obtenir l'élimination totale d'*Ascaris* (Phi et al., 2004), bien que des niveaux de réduction aussi élevés aient été observés en environnement froid en Chine (Wang, 1999; Lan et al., 2001). Il a été établi que l'addition de produits chimiques destinés à élever le pH (chaux ou cendre, par exemple) favorisait l'inactivation des agents pathogènes dans les petits systèmes. D'autres méthodes de réduction de la teneur en agents pathogènes sont basées sur l'élévation de la température, la dessiccation ou un stockage prolongé en conditions ambiantes.

Les options praticables dépendent de l'échelle du système (niveau des ménages ou niveau municipal). Les options plus techniques sont applicables à l'échelle municipale. La mise en œuvre du traitement au niveau individuel comporte des difficultés supplémentaires, car elle fait intervenir les us et coutumes (souvent bien ancrés) des individus. L'échelle du système influe en outre sur les combinaisons de traitements et de barrières

primaires et secondaires applicables. Les procédures de manipulation doivent être adaptées aux différents traitements. Dans le cadre de la surveillance opérationnelle, les conditions de stockage sur site du tableau 4.5 s'appliquent.

Pour la vérification opérationnelle, les points suivants doivent en outre être pris en compte lors du stockage sur site et de la collecte :

- Le traitement primaire (dans les toilettes) comprend le stockage et le traitement alcalin par addition de cendre ou de chaux ;
- Une élévation du pH au-delà de 9 est préférée ; elle peut être obtenue par addition de produit alcalin (chaux ou cendre, par exemple ; 200–500 ml ; suffisamment pour recouvrir la matière fraîche) après chaque défécation (n'assure pas l'élimination totale, mais une réduction substantielle).
- Des traitements secondaires comparables à ceux utilisés pour les grands systèmes (niveau municipal), comprenant des traitements alcalins, le compostage ou l'incinération (tableau 4.5), peuvent être mis en œuvre hors site pour obtenir une réduction plus poussée lorsqu'une collecte municipale est organisée.
- Dans les systèmes à petite échelle (au niveau des ménages), les fèces peuvent être utilisées après traitement primaire sur site si les critères du tableau 4.3 sont remplis.

Comme pour les grands systèmes de collecte et d'épandage, les points suivants doivent être pris en considération :

- Des équipements de protection individuelle doivent être utilisés lors de la manipulation et de l'épandage de fèces.
- Les fèces doivent en outre être incorporées au sol de façon telle qu'elles soient bien recouvertes.
- Une période de retrait d'un mois entre la fertilisation et la récolte doit être appliquée.

4.4.4 Surveillance opérationnelle pour l'urine dans les grands et les petits systèmes

Les principaux risques liés à l'urine collectée proviennent de la contamination fécale croisée dans les toilettes à séparation à la source. Il peut être nécessaire d'adapter les recommandations spécifiques applicables aux grands systèmes selon les conditions locales, en tenant compte des facteurs comportementaux et des solutions techniques retenues. Si un système est manifestement mal géré (c'est-à-dire que l'on retrouve des fèces dans le réceptacle à urine ou que d'autres modes de contamination croisée sont observés), la durée de stockage doit être prolongée. Les durées de stockage recommandées pour obtenir une réduction des agents pathogènes à différentes températures sont basées sur une surveillance/validation et des calculs d'évaluation des risques (Höglund, Ashbolt & Stenström, 2002). Pour la vérification opérationnelle, on distingue les grands systèmes avec collecte centralisée et les systèmes à l'échelle d'une famille (tableau 4.6). Ces valeurs sont applicables à tous les systèmes où l'urine de plusieurs unités individuelles est mélangée avant d'être utilisée comme fertilisant sur les cultures.

En cas de recueil de l'urine d'une seule famille et lorsque l'urine est utilisée uniquement pour la fertilisation de parcelles individuelles, le stockage n'est pas nécessaire.

Pendant le stockage, l'urine doit être conservée dans un réservoir ou un conteneur scellé, afin de prévenir les risques de contact pour les humains et les animaux et d'empêcher l'évaporation d'ammoniaque, ce qui réduit le risque d'odeurs et la perte

Tableau 4.6 Durées de stockage indicatives recommandées pour les mélanges d'urine^a, d'après la teneur estimée en agents pathogènes^b, et types de cultures recommandés pour les grands systèmes^c

Température de stockage (°C)	Durée de stockage	Agents pathogènes potentiellement présents dans le mélange d'urine après stockage	Cultures recommandées
4	≥1 mois	Virus, protozoaires	Aliments et fourrages destinés à être transformés
4	≥6 mois	Virus	Aliments destinés à être transformés, fourrage ^d
20	≥1 mois	Virus	Aliments destinés à être transformés, fourrage ^d
20	≥6 mois	Probablement aucun	Tous types de cultures ^e

^a Urine, ou urine et eau. En cas de dilution, on suppose que le mélange d'urine a un pH d'au moins 8,8 et une concentration d'azote d'au moins 1 g/l.

^b Les bactéries Gram-positif et les bactéries sporulées ne sont pas prises en compte dans les évaluations de risques sous-tendant la démarche, mais ne sont pas normalement considérées comme induisant des infections à caractère préoccupant.

^c Un grand système, dans ce contexte, est un système où le mélange d'urine est utilisé pour fertiliser des cultures destinées à être consommées par des personnes autres que les membres du foyer dont les urines ont été collectées.

^d Sauf herbages destinés à la production de fourrage.

^e Pour les plantes destinées à être consommées crues, il est recommandé d'épandre l'urine au moins un mois avant la récolte et de l'incorporer dans le sol si les parties comestibles poussent au-dessus de la surface du sol.

Sources : adapté de Jönsson et al. (2000); Höglund (2001).

d'azote. Il est préférable de ne pas diluer l'urine. L'urine concentrée constitue un environnement plus défavorable pour les micro-organismes, ce qui favorise le dépérissement des agents pathogènes et prévient la prolifération de moustiques ; la dilution de l'urine par addition d'eau doit donc être aussi limitée que possible.

Les recommandations spécifiques sont notamment les suivantes :

- Pour les légumes, fruits et plantes-racines consommés crus, une période de retrait d'un mois doit toujours être respectée.
- Dans les zones d'endémie de *Schistosoma haematobium*, l'urine ne doit pas être utilisée à proximité d'étendues d'eau douce.
- L'urine doit être appliquée près du sol ; elle doit être de préférence mélangée au sol, ou sa pénétration dans le sol doit être favorisée par arrosage à l'eau.

Les recommandations générales suivantes s'appliquent pour l'utilisation d'urine :

- L'utilisation directe après la collecte ou après une brève période de stockage est admise au niveau d'un seul ménage.
- Pour les grands systèmes, l'urine doit être stockée selon les durées et dans les conditions indiquées au tableau 4.6.
- Un délai d'au moins un mois doit être observé entre la fertilisation et la récolte.
- Des recommandations complémentaires plus strictes peuvent s'appliquer au niveau local, lorsque la contamination fécale croisée est fréquente. Les

recommandations relatives aux durées de stockage sont directement liées à l'usage agricole et au choix des cultures (tableau 4.6).

Des pratiques permettant de réduire encore les risques peuvent être appliquées en complément :

- Lors de l'épandage d'urine, les précautions applicables à la manipulation de matériel potentiellement infectieux doivent être prises. Elles comprennent notamment le port de gants et un lavage minutieux des mains.
- L'urine doit être appliquée par des techniques d'épandage au plus près du sol, évitant la formation d'aérosols.
- L'urine doit être incorporée au sol, soit par une méthode mécanique, soit par application subséquente d'eau d'irrigation.

5

MESURES DE PROTECTION DE LA SANTÉ

Les installations d'assainissement sur site sont appelées à se multiplier. Leur usage et leurs performances sont donc essentiels pour atteindre les objectifs en matière de charge de morbidité admissible. Les quantités d'excreta et d'eaux ménagères à traiter ne cessent d'augmenter. Or les excreta provenant de toilettes publiques ou privées et de fosses septiques ainsi que les eaux ménagères sont encore, dans la plupart des cas, éliminés sans traitement. Le renforcement des mesures d'assainissement doit non seulement viser à fournir des installations publiques ou privées appropriées, mais aussi favoriser la gestion durable des excreta et des eaux ménagères, incluant la collecte, le transport, le traitement et l'utilisation pour la fertilisation des cultures, l'amendement des sols, l'irrigation ou d'autres usages comme la recharge des eaux superficielles ou souterraines.

Pour cela, il faut appliquer une combinaison, variable selon les composantes du système, de mesures de protection de la santé visant à réduire la présence d'agents pathogènes. La réduction d'agents pathogènes requise pour les excreta frais sera supérieure de 2 unités logarithmiques environ à celle requise pour les eaux usées (et se situera donc entre 8 et 9 unités logarithmiques), alors que la réduction exigée pour l'urine séparée à la source et pour les eaux ménagères sera notablement plus basse (de l'ordre de 3 à 5 unités logarithmiques), selon la contamination fécale croisée mesurée dans les composantes du système. La plupart des mesures de protection de la santé sont semblables à celles préconisées pour les eaux usées (voir le volume II des présentes Directives), en dépit de quelques différences fondamentales comme une concentration potentiellement plus élevée d'agents pathogènes dans les excreta, des concentrations plus faibles dans l'urine, et un dépérissement significativement plus élevé pouvant survenir sur le terrain, dans la mesure où la fertilisation intervient principalement au stade de la plantation, et ne se poursuit pas jusqu'à la récolte. Pour le reste, les mesures de prévention sont sensiblement les mêmes :

- traitement des excreta et des eaux ménagères ;
- restrictions relatives aux cultures ;
- techniques appropriées de manutention et d'épandage des excreta et des eaux ménagères ;
- respect d'une période de retrait permettant le dépérissement des agents pathogènes entre la fertilisation et la consommation ;
- mesures relatives à la préparation des aliments (lavage, désinfection, pelage, cuisson) ;
- prévention de l'exposition humaine et éducation à l'hygiène.

Lors de la planification ou de l'évaluation des systèmes d'assainissement et des mesures de protection de la santé, il est primordial de tenir compte dans la mesure du possible de toutes les composantes : installations sanitaires (toilettes et latrines publiques ou privées), installations de traitement, vidange des fosses, collecte, transport.

Les risques pour la santé liés à l'utilisation des excreta et des eaux ménagères résultent principalement de l'exposition professionnelle de ceux qui les manipulent, ainsi que de la consommation de produits potentiellement contaminés. Les mesures techniques ne permettent pas à elles seules d'interrompre la chaîne de transmission des maladies et de réduire la morbidité si la sensibilisation à l'hygiène est insuffisante dans la collectivité. Un niveau insuffisant d'hygiène domestique et individuelle amoindrit l'impact positif d'une gestion améliorée des excreta et des eaux ménagères sur la santé de la collectivité. Le traitement doit assurer une réduction fiable de différents groupes d'agents pathogènes,

pour que les déchets soient conformes aux valeurs indicatives et aux critères de performance. Si cette condition est remplie, la transmission d'affections aux personnes chargées de la collecte et de la mise en œuvre des produits comme fertilisants et aux consommateurs de produits fertilisés sera réduite à des niveaux acceptables.

Des mesures empêchant les agents pathogènes d'atteindre les produits agricoles, ainsi qu'une sélection ciblée des cultures à fertiliser (plantes destinées à la production de bio-énergie, par exemple, ou subissant une transformation avant consommation), permettent de prévenir la transmission d'agents pathogènes au consommateur tout en conservant le bénéfice nutritionnel de fertilisants efficaces.

La faisabilité et l'efficacité de toute combinaison de mesures de protection de la santé dépendra d'une série de facteurs locaux, et notamment :

- disponibilité des ressources (fertilisants, par exemple) ;
- pratiques sociales et agricoles existantes ;
- demande d'aliments fertilisés et de plantes non alimentaires ;
- tableau de la pathologie liée aux excréta ;
- éducation à la santé et possibilités d'assurer l'efficacité des mesures de protection et de contrôle sanitaire.

Dans l'utilisation des eaux ménagères, en particulier, des risques secondaires peuvent provenir de la création d'habitats favorisant la prolifération d'insectes vecteurs de maladies et donc la transmission de ces maladies. Une analyse des options de stockage, de traitement et d'irrigation permettra d'identifier les principales sources de risques et d'orienter le choix et la conception des mesures sanitaires.

5.1 Considérations spécifiques pour la prévention de l'exposition lors de l'utilisation d'urine, de fèces et d'eaux ménagères

Les excréta (fèces) peuvent être traités soit directement sur site, dans les toilettes (par stockage prolongé sans mélange avec des matières non traitées, dessiccation de la matière ou addition de composés chimiques destinés à élever le pH, par exemple), soit hors site, la matière provenant des toilettes étant collectée et traitée de façon contrôlée dans le but de réduire la présence d'agents pathogènes à un niveau acceptable. Les systèmes conçus pour un traitement primaire sur site assurent un premier dépérissement des agents pathogènes, qui peut être complété par un traitement hors site si la surveillance révèle que la réduction initiale n'est pas suffisante. Cette combinaison est optimale pour la protection de la santé.

Si un traitement secondaire hors site est nécessaire pour ramener les risques à un niveau acceptable mais n'est pas réalisable du point de vue logistique, d'autres mesures de protection devraient être mises en œuvre ; des restrictions relatives aux types de cultures, par exemple, peuvent rendre toute autre mesure redondante. S'il n'est pas possible de mettre en œuvre et de faire appliquer de façon satisfaisante les restrictions sur les cultures, le recours à d'autres mesures sera nécessaire. La prise de décision sur les mesures à appliquer devrait permettre leur déploiement progressif, incrémental et synergique. Les schémas d'utilisation d'excréta et d'eaux ménagères à petite échelle sont, dans bien des cas, des opérations de subsistance difficiles à contrôler pour ce qui est de l'efficacité du traitement. Il faut alors définir des mesures visant à réduire à un minimum les risques individuels, en particulier par l'éducation à la santé et l'amélioration de l'accès à un approvisionnement du foyer en eau de qualité. Il est souvent souhaitable de combiner diverses mesures de protection de la santé. Ainsi, les restrictions relatives aux cultures

peuvent être suffisantes pour protéger les consommateurs, mais nécessiter des mesures complémentaires pour protéger les personnes chargées de la collecte ou les travailleurs agricoles. Un traitement partiel répondant à une norme moins exigeante sera parfois suffisant s'il est associé à d'autres mesures.

À l'heure actuelle, l'utilisation d'excreta et d'eaux ménagères se pratique surtout au niveau des ménages et des communautés, et ne s'inscrit que dans une moindre mesure dans des schémas de gestion à grande échelle. Pour chaque application, il convient de viser un degré de protection réaliste. Les objectifs en matière de santé devraient tenir compte de la prévalence de l'exposition et des maladies dans la région considérée. Un objectif-clé dans la collecte et l'utilisation d'urine est de réduire à un minimum la contamination fécale croisée. Cette règle s'applique également aux eaux ménagères. Le point de départ pour l'évaluation de ces deux types de systèmes sera donc la contamination fécale. La recommandation générale relative au stockage des urines vise principalement à réduire les risques microbiens liés à la consommation d'aliments fertilisés à l'urine. On réduit du même coup les risques pour les personnes qui manipulent et épandent les urines. Dans les systèmes d'utilisation des eaux ménagères, l'objectif principal est de réduire le contact avec des eaux non traitées, que ce soit dans les grands réseaux ou dans les applications à petite échelle. Les marais et systèmes de résorption souterrains réduisent le contact à un minimum. Le traitement des eaux ménagères dans des bassins réduit leur teneur en agents pathogènes, quels qu'ils soient. En ce qui concerne les valeurs indicatives, il est primordial de tenir compte du phénomène de surestimation des risques pour la santé lié à la recroissance des indicateurs. Des indicateurs élevés devraient donc toujours être évalués en relation avec une contamination fécale potentielle.

5.1.1 Prévention de l'exposition : principes généraux

Une revue systématique permet d'identifier les facteurs de risque potentiels d'un système local et de suggérer des méthodes permettant d'éviter l'exposition aux agents pathogènes, soit en réduisant le contact avec les produits, soit en prenant des mesures de réduction du nombre d'agents pathogènes dans la matière manipulée. La réduction des contacts passe par des solutions telles que les systèmes clos et l'application de durées de stockage suffisantes, le port d'équipements de protection individuelle, l'utilisation d'outils adaptés pour la manipulation, et la réduction des contacts lors des travaux agricoles grâce à l'incorporation des excreta dans les sols. Les précautions générales lors de la manipulation sont souvent conçues comme des mesures complémentaires, et non comme des barrières à proprement parler.

Le traitement des excreta peut faire appel au confinement directement dans les toilettes, après la défécation (par l'addition de produits favorisant le dépérissement des agents pathogènes, par exemple, ou par un stockage prolongé), ou à un traitement hors site par des méthodes contrôlées visant à abaisser les concentrations d'agents pathogènes à des niveaux acceptables. Selon Esrey et al. (1998), la combinaison d'un stockage sûr et d'une destruction rapide des agents pathogènes dans les excreta est nécessaire pour prévenir la contamination de l'environnement.

L'inactivation des agents pathogènes se poursuit sur les terres agricoles fertilisées aux excreta, ainsi que sur les produits contaminés par l'épandage de fertilisants lors de leur phase de développement ou du fait de fortes pluies provoquant des projections de terre. L'inactivation dans le temps dépend des conditions prévalant dans l'environnement, et fonctionne comme une barrière supplémentaire contre l'exposition liée à la manipulation de la matière ou à la consommation de produits agricoles, et contre l'exposition des humains et des animaux sur les champs fertilisés. Cette réduction supplémentaire dans

le temps, qui constitue une « fonction barrière dans l'agriculture », est particulièrement importante pour les plantes destinées à être consommées crues. Pour la sécurité dans la manipulation des autres produits cultivés et la prévention de la contamination croisée lors de la préparation des aliments, la période de retrait (délai entre la fertilisation et la récolte) a également son importance.

Dans l'utilisation des excréta, de l'urine et des eaux ménagères traités, certaines sources de risque et voies d'exposition déterminantes doivent être prises en compte. Elles seront traitées dans ce qui suit. Les risques sont également liés au degré de contamination fécale croisée par des fèces non traitées et à l'efficacité du traitement. Les facteurs du tableau 5.1 s'appliquent à la plupart des systèmes, mais sont particulièrement importants dans les grands systèmes impliquant plusieurs unités ou utilisateurs. La manutention sera traitée plus en détail au point 5.2.2.

Cette chaîne d'événements est illustrée à partir de l'exemple de la vidange des boues fécales et de leur utilisation comme fertilisants (figure 5.1 ; Strauss et al., 2003).

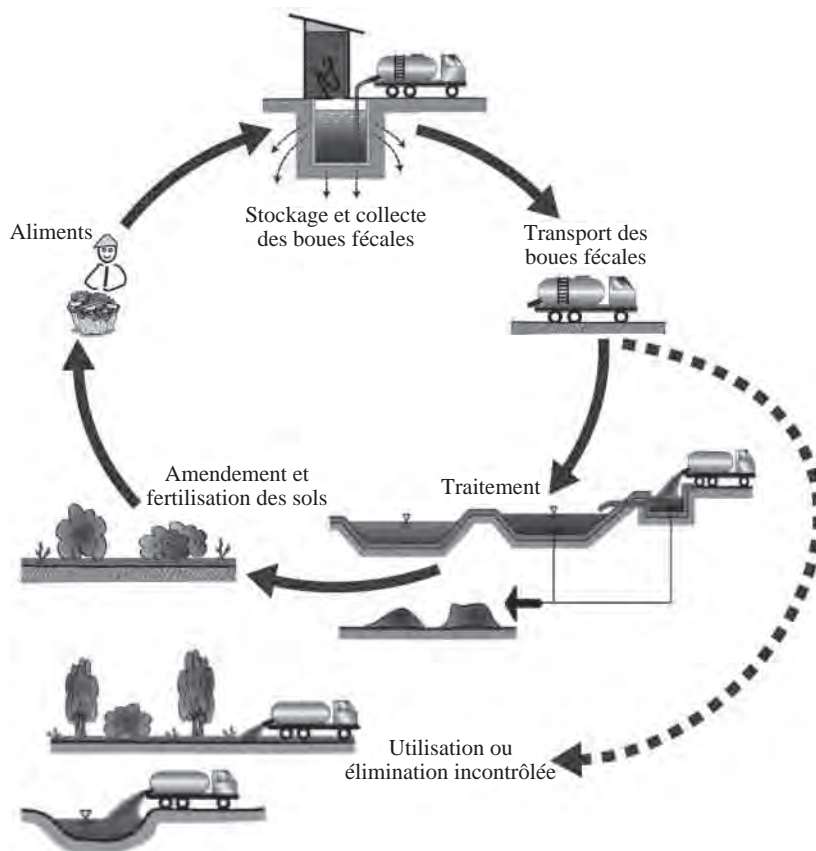


Figure 5.1

Points critiques à contrôler pour prévenir la transmission d'infections intestinales dans la gestion des boues fécales

Tableau 5.1 Principaux points d'exposition dans la valorisation des excréta et des eaux ménagères

Activité à risque ^a	Principale voie d'exposition	Groupes à risque	Considérations de gestion du risque
Vidange des chambres/récipients de collecte (1–4)	Contact	Entrepreneurs	Fourniture de vêtements et d'équipements de protection adaptés aux personnes concernées
		Résidents	Formation
		Populations locales	Installation optimisant le traitement sur site
			Conception de l'installation et choix de technologies favorisant la sécurité lors de la vidange
Transport (1–5)	Contact	Entrepreneurs	Éviter les déversements
	Dissémination secondaire par l'équipement	Populations locales	Ne pas utiliser les équipements pour d'autres opérations sans une désinfection/un nettoyage adaptés
Installation de traitement secondaire hors site (1–3)	Contact (tous types)	Travailleurs	Veiller à l'efficacité du traitement
	Vecteurs	Voisinage	Vêtements de protection
			Clôturer l'installation
			Empêcher l'accès des enfants
			Prendre en compte et réduire la propagation par des vecteurs
Épandage (1–3, 5)	Contact	Entrepreneurs	Exclure les activités ludiques et tenir compte des vecteurs (5)
	Inhalation	Agriculteurs	Pratiquer l'épandage « au plus près du sol », incorporer la matière dans le sol et couvrir
		Populations locales	Restrictions d'accès si la qualité n'est pas garantie ; en pareil cas, éviter l'épandage dans les parcs, terrains de football ou lieux accessibles au public
			Vêtements de protection pour les travailleurs
Produits agricoles	Consommation	Consommateurs	Un mois minimum entre l'épandage et la récolte
	Récolte	Travailleurs	Les produits consommés crus présentent plus de risque ; les produits agro-industriels, les biocarburants et les produits consommés cuits présentent moins de risque
Transformation		Vendeurs	Vêtements de protection adaptés (gants, chaussures)
	Vente (1–5)		Fourniture d'eau de qualité sur les marchés pour laver et rafraîchir les légumes
Consommation (1–5)	Consommation	Consommateurs	Bonnes pratiques d'hygiène individuelle, domestique et alimentaire
			Cuisson soignée des aliments

^a (1) Collecte de produits secs ; (2) Boues fécales ; (3) Systèmes humides ; (4) Urine ; (5) Eaux ménagères.

5.1.2 Prévention de l'exposition sur les sites agricoles ou les sites d'utilisation

La prévention de l'exposition lors des travaux agricoles et de l'utilisation des produits passe par (1) les restrictions relatives aux cultures, (2) les techniques d'épandage, (3) les travailleurs agricoles, (4) la période de retrait (délai entre la fertilisation et la récolte) et (5) le dépérissement des organismes avant la consommation des produits. À quelques modifications près, ce chapitre reprend les messages formulés dans le volume II des *Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères*.

Restrictions relatives aux cultures

La sélection restrictive des cultures n'est pas nécessaire, en principe, dans le cas de l'urine et des eaux ménagères traitées, en raison de leur faible degré de contamination fécale. L'utilisation d'excreta ou de boues fécales traitées peut être limitée aux cultures non alimentaires (coton, par exemple, ou produits destinés à la production de biocarburants, comme le colza ou les bois à croissance rapide tels que le *Salix*). Elle est également applicable aux produits agricoles transformés (blé) ou cuits (pommes de terre) avant consommation.

Si les eaux ménagères sont fortement contaminées, que la prolifération de vecteurs est probable ou que le traitement en bassins n'est pas praticable, l'irrigation horizontale souterraine au niveau des racines est une option applicable pour certaines plantes.

Techniques d'épandage

Les techniques d'épandage sont identiques pour l'irrigation avec des eaux ménagères et l'irrigation avec des eaux usées (voir le volume II des Directives). On estime que l'irrigation localisée, que ce soit avec des eaux ménagères ou de l'urine, assure une réduction supplémentaire des agents pathogènes de 2–4 unités logarithmiques, selon que la partie récoltée de la plante est ou non en contact avec le sol (NRMMC & EPHCA, 2005). L'urine doit toujours être appliquée près du sol et incorporée au sol pour limiter les pertes d'azote, ce qui contribue en outre à réduire les risques. Les excreta et boues fécales traitées peuvent être utilisés pour l'essentiel selon les pratiques locales appliquées au fumier animal. La matière devrait cependant être incorporée à la terre arable, pour optimiser l'absorption par les plantes d'une part et réduire le contact direct avec d'éventuels agents pathogènes résiduels d'autre part.

Travailleurs agricoles

Les travailleurs agricoles sont exposés à un risque potentiel élevé, notamment pour les infections parasitaires. Les excreta humains traités sont souvent utilisés à petite échelle, ce qui comporte en principe moins de risque que la défécation en plein air. Dans les applications à grande échelle, telles que l'utilisation de boues fécales traitées, l'exposition aux œufs d'helminthes peut être éliminée ou réduite par un traitement adapté, combiné au port de vêtements de protection appropriés (chaussures ou bottes pour les travaux agricoles, notamment). Ces mesures de protection de la santé n'ont pas été quantifiées en termes de réduction de l'exposition aux agents pathogènes, mais elles devraient avoir un impact positif important. Dans les applications à grande échelle, les ouvriers agricoles doivent avoir accès à des équipements sanitaires adaptés et à de l'eau pour la boisson et l'hygiène. Il est recommandé d'associer des programmes de promotion de l'hygiène à l'intention des travailleurs agricoles à des actions de formation ou à d'autres programmes en matière de santé.

Période de retrait

Il est toujours recommandé de respecter un délai d'au moins un mois entre l'épandage d'urine, d'excreta traités ou de boues fécales traitées et la récolte. Vaz da Costa Vargas, Bastos & Mara (1996) ont montré que la cessation de l'irrigation aux eaux usées 1 à 2 semaines avant la récolte peut réduire efficacement la contamination des cultures en ménageant une période supplémentaire de dépérissement des agents pathogènes. La réduction sera plus poussée si le délai est porté à 30 jours. Les calculs de risques en cas d'épandage d'urine ont montré qu'un délai d'un mois permettait d'abaisser le niveau de risque bien en deçà de 10^{-6} DALY pour les bactéries, les virus et les protozoaires parasites pathogènes. Faire appliquer un délai d'un mois ne pose normalement pas de problème, dans la mesure où le fertilisant est habituellement utilisé lors de la phase de plantation, ou appliqué aux semis et aux plants.

Dépérissement des organismes avant consommation

L'intervalle entre la dernière application d'excreta comme fertilisants et la consommation des produits réduit notablement le nombre de pathogènes. Le volume II des Directives cite l'étude de Petterson & Ashbolt (2003), qui fait état de taux élevés de dépérissement. Les valeurs exactes dépendent des conditions climatiques, le dépérissement étant rapide par temps chaud et sec, et moins rapide par temps frais ou humide avec un moindre ensoleillement direct (0,5 unités logarithmiques par jour environ). Des estimations plus prudentes, faisant état d'une réduction d'au moins 4 unités logarithmiques en un mois, donneront une bonne marge de sécurité, en association avec d'autres mesures de protection de la santé. Les œufs d'helminthes peuvent rester viables jusqu'à deux mois à la surface des produits, mais seul un petit nombre survit au-delà de 30 jours environ (Strauss, 1996).

5.1.3 Prévention de l'exposition après la récolte

Un lavage énergique à l'eau du robinet pour les produits à surface rugueuse consommés en salade (laitue, persil, par exemple) et les légumes consommés crus réduit les bactéries d'au moins 1 unité logarithmique ; pour les crudités à surface lisse (concombres, tomates, par exemple), la réduction est de l'ordre de 2 unités logarithmiques (Brackett, 1987 ; Beuchat, 1998 ; Lang, Harris & Beuchat, 2004). Le lavage dans une solution désinfectante (solution d'hypochlorite, le plus souvent) suivi de rinçage à l'eau du robinet peut réduire les agents pathogènes de 1–2 unités logarithmiques. Le lavage avec un détergent (liquide vaisselle, par exemple) suivi de rinçage à l'eau du robinet peut réduire le nombre d'œufs d'helminthes de 1–2 unités logarithmiques (B. Jiménez-Cisneros, communication individuelle, 2005). Le pelage des fruits et des légumes-racines réduit les agents pathogènes d'au moins 2 unités logarithmiques. La cuisson des légumes assure l'élimination pratiquement complète des agents pathogènes (5–6 unités logarithmiques).

Ces réductions sont extrêmement fiables et devraient toujours être prises en compte lors du choix de la combinaison de mesures de traitement des excréta/des eaux ménagères et d'autres mesures de prévention à visée sanitaire. Des programmes efficaces d'éducation et de promotion de l'hygiène seront nécessaires pour indiquer au niveau local à tous ceux qui manipulent les aliments (sur les marchés, à domicile, dans les restaurants et les kiosques de vente d'aliments) pourquoi et comment ils doivent laver à l'eau ou au moyen d'une solution désinfectante et/ou détergente les produits fertilisés avec des excréta et/ou irrigués avec des eaux ménagères.

■ 5.2 Mesures techniques

Les systèmes de traitement et de manutention des excreta et des eaux ménagères sont souvent décentralisés et ne font appel que rarement ou de façon limitée à des réseaux d'assainissement. On dispose actuellement de technologies permettant de concevoir ces systèmes dans les environnements tant urbains que ruraux des pays riches comme des pays pauvres (Jenssen et al., 2004 ; Werner et al., 2004). Dans les pays à faibles revenus, les populations rurales ayant accès à des installations d'assainissement utilisent principalement des installations sur site du type fosse traditionnelle, fosse à ventilation améliorée (FVA) ou toilettes à chasse d'eau rudimentaire et, plus récemment, dans certaines régions, des toilettes à dérivation d'urine. À la différence des pays industrialisés, où le système d'assainissement dominant en zones urbaines est le tout-à-l'égout, la plupart des habitants des villes dans les pays à revenus faibles ou moyens ne disposent que de systèmes d'assainissement sur site. Des égouts gravitaires de faible diamètre ou d'autres systèmes d'égouts à faible coût pourraient également être réalisables, en particulier dans les zones urbaines densément peuplées bénéficiant d'un bon approvisionnement en eau. Il est cependant peu probable que les réseaux d'égouts constituent, dans un avenir proche, la solution de choix dominante dans les pays en développement, compte tenu de la pénurie d'eau et du manque de fiabilité des services d'approvisionnement en eau, ainsi que des aspects financiers et économiques et des ressources disponibles. Du fait des pressions croissantes qui s'exercent sur les systèmes de santé publique et sur les ressources naturelles et l'environnement, une série de systèmes sur site et hors site orientés sur la récupération ont été développés et sont mis en œuvre à un rythme croissant (Werner et al., 2004). Il s'agit notamment des toilettes à dérivation d'urine, des toilettes à compostage, des systèmes de traitement anaérobie (fournissant des biogaz) et de traitement aérobie des excreta, et des systèmes de traitement séparé des eaux ménagères.

Ce chapitre donne un bref aperçu des techniques d'assainissement pour les pays à faible ou haut niveau de revenus où les excreta et les eaux ménagères sont collectés et traités en vue de leur valorisation dans l'agriculture urbaine ou périurbaine. Ces techniques comprennent des systèmes dans lesquels les flux d'excreta (urine et fèces, avec ou sans dérivation) et d'eaux ménagères sont séparés, et des systèmes sur site ou groupés recueillant toutes les eaux usées via des fosses septiques et des égouts de faible diamètre. La figure 5.2 fait la synthèse de certaines options techniques pour la gestion des excreta et des eaux ménagères selon les options retenues pour la collecte, le traitement et l'utilisation.

5.2.1 Systèmes d'assainissement sur site

Les systèmes d'assainissement sur site desservent un seul foyer ou un petit groupe de foyers. Ils vont de la fosse septique ou du système à infiltration dans le sol traditionnels aux systèmes plus récents à séparation des flux, conçus pour le recyclage des ressources provenant des excreta et des eaux ménagères (figure 5.3). Les systèmes dans lesquels les excreta sont traités et manipulés séparément des eaux ménagères, appelés systèmes à séparation des flux, comportent soit deux fractions (les excreta – urine et fèces – et les eaux ménagères) soit trois fractions (urine, fèces, eaux ménagères).

Les toilettes n'utilisant pas d'eau ou de très petites quantités d'eau limitent la collecte aux seuls excreta. Les options pour les toilettes des systèmes à séparation des flux vont des toilettes à fosse aux systèmes actuels à dérivation d'urine ou sous vide. La principale différence entre les fosses ou les toilettes à chasse d'eau rudimentaire et les autres options est que les premières utilisent des fosses ou des puits filtrants dans les sols naturels, ce qui, selon les caractéristiques des sols et des eaux souterraines, peut constituer une

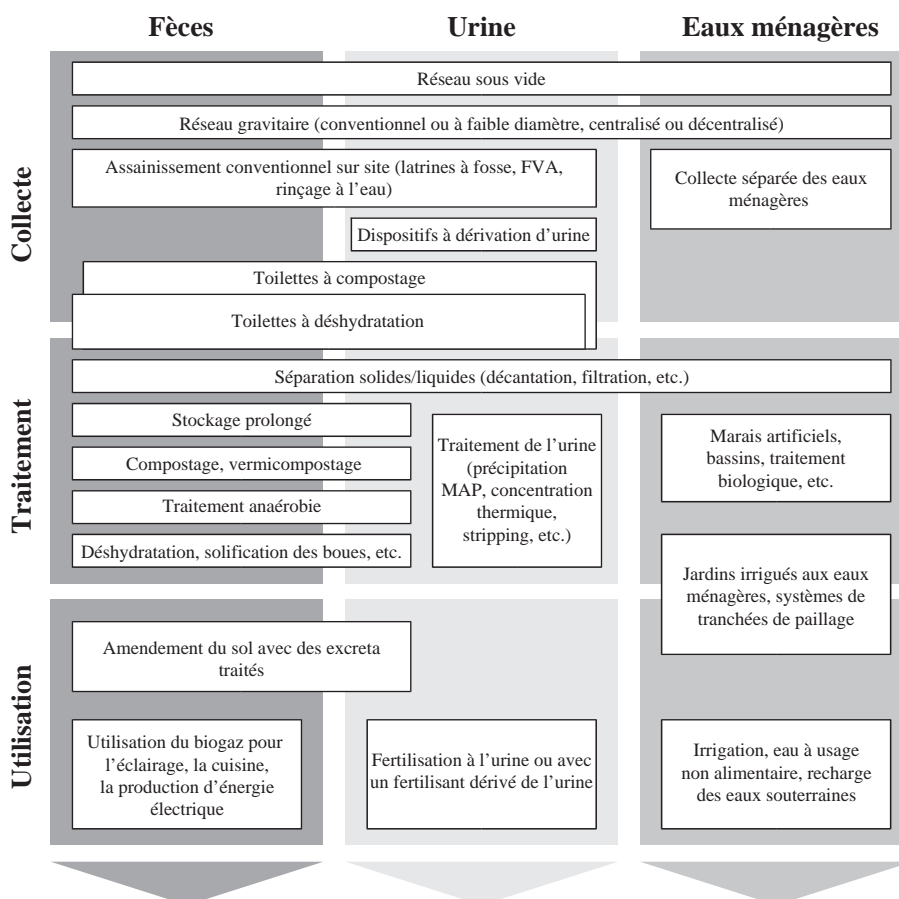


Figure 5.2
Aperçu des techniques de gestion des excreta et des eaux ménagères

menace pour la qualité des eaux souterraines et, donc, pour la santé humaine. Les autres options collectent tous les excreta en vue de leur traitement sur ou hors site et de leur utilisation potentielle, assurant ainsi une meilleure protection des eaux souterraines. Les toilettes à fosse, conçues pour l'élimination des excreta et non pour leur valorisation, peuvent aussi être vidangées, ce qui permet de recycler le phosphore et les matières organiques, mais pas l'azote. Les toilettes à compostage ou à assainissement sec perdent l'azote dans l'air, alors que dans les systèmes à dérivation d'urine ou à rinçage par de petites quantités d'eau, avec réservoirs de stockage, il y a très peu de pertes de nutriments avant l'utilisation des excreta comme fertilisants, si ces systèmes sont gérés correctement. Les options de traitement des eaux ménagères sont décrites dans la partie 5.2.4.

Toilettes à fosse

Les toilettes à fosses comprennent les latrines à fosse simples et les latrines à FVA, qui ne requièrent pas d'eau de chasse, et les toilettes à chasse d'eau rudimentaire, dans

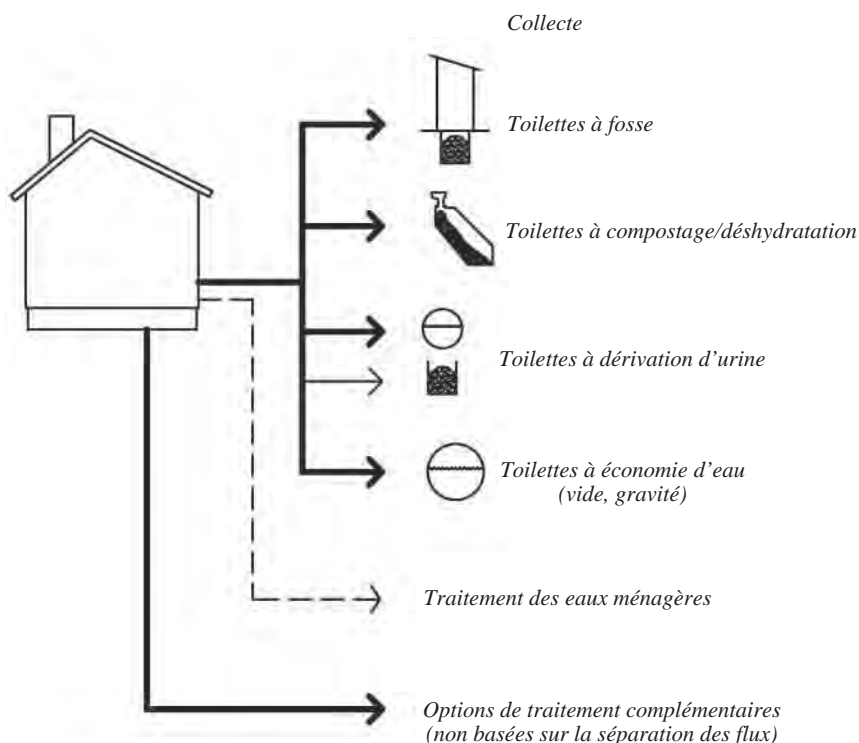


Figure 5.3

Options d'assainissement sur site : 1–4, systèmes à séparation des flux. Dans les systèmes à séparation des flux, les eaux ménagères sont traitées dans un système distinct (voir la partie 5.2.4)

lesquelles 1–3 litres d'eau sont utilisés pour entraîner les excréta vers un puits filtrant. Traditionnellement, les fosses de latrines étaient creusées très en profondeur, et déchargeaient souvent leurs percolats directement dans les eaux souterraines. Lorsque des latrines à fosse sont utilisées, les fosses doivent être creusées à faible profondeur, pour limiter l'impact sur les eaux souterraines et faciliter l'évacuation des matières après un stockage suffisamment long.

La distance entre les latrines et les eaux souterraines constitue une barrière sanitaire importante et doit être aussi grande que possible. Elle dépend de plusieurs facteurs, tels que la texture, la structure, la composition chimique et la capacité de charge hydraulique du sol. Les sols à grain fin (sable alluvionnaire fin à très fin) assurent une meilleure protection que les sables plus grossiers ou les graviers. L'utilisation d'eau doit être limitée à la toilette anale et au nettoyage des toilettes. Les toilettes doivent être conçues de telle sorte que l'eau de pluie ou les eaux de surface ne puissent pas s'écouler dans la fosse, que ce soit lorsque les toilettes sont en service ou lorsque la fosse est pleine et recouverte pour permettre la maturation et l'hygiénisation de son contenu.

Le risque de prolifération de mouches est limité par la mise en place d'un grillage au niveau du conduit de ventilation (FVA), l'utilisation d'un couvercle sur les toilettes et l'addition régulière de matériaux de foisonnement ou de cendres pour éviter que les mouches ne viennent en contact avec des matières fécales fraîches. L'addition de chaux

ou de cendre entraîne une élévation du pH favorable au dépérissement des agents pathogènes.

Lorsque la fosse est pleine, les déchets devraient être recouverts de terre et la fosse scellée pour deux ans. Après deux années de stockage, les déchets décomposés peuvent être utilisés sans risque comme additifs pour les sols (OMS, 1996).

Les toilettes à chasse d'eau rudimentaire utilisent une fosse pour l'élimination des excreta, elles ont une cuvette spéciale montée dans la plaque de couverture et il est préférable de les équiper d'un siphon à eau isolant pour limiter les odeurs et la prolifération des mouches. Ces toilettes peuvent être équipées d'un ou deux puisards ou de systèmes de décharge vers des fosses septiques (voir ci-dessous). Les toilettes à chasse d'eau ne sont pas adaptées aux climats froids, ni aux sols imperméables ou faiblement perméables (OMS, 1996). Le risque de contamination des eaux souterraines est plus élevé que dans le cas de simples latrines à fosse/FVA, du fait de l'utilisation d'eau, et ces toilettes devraient être évitées dans les zones où la nappe phréatique est peu profonde. Les toilettes à chasse d'eau sont également inappropriées dans les régions où l'on utilise pour le nettoyage anal des objets solides (feuilles, pierres ou rafles de maïs), qui peuvent bloquer le siphon.

Toilettes à compostage

Les toilettes à compostage (figure 5.4) ont une chambre de collecte où tous les excreta sont confinés. Les systèmes à compostage devraient être utilisés de préférence en mode discontinu, rendu possible par le système à double voûte (figure 5.4, B) dans lequel une voûte est utilisée pendant que l'autre mature, ou par des réservoirs de collecte (figure 5.4, C) qui sont changés lorsqu'ils sont pleins et mis de côté pour maturation et hygiénisation. Cela permet d'éviter le mélange de matières fraîches et de matières parvenues à maturation et de limiter les risques pour les personnes chargées de vidanger les toilettes. Un compostage secondaire peut être une façon de s'assurer que les matières provenant de toilettes à compostage fassent l'objet d'une hygiénisation satisfaisante. Ces toilettes peuvent être conçues avec ou sans dérivation d'urine. Les toilettes à compostage reposent

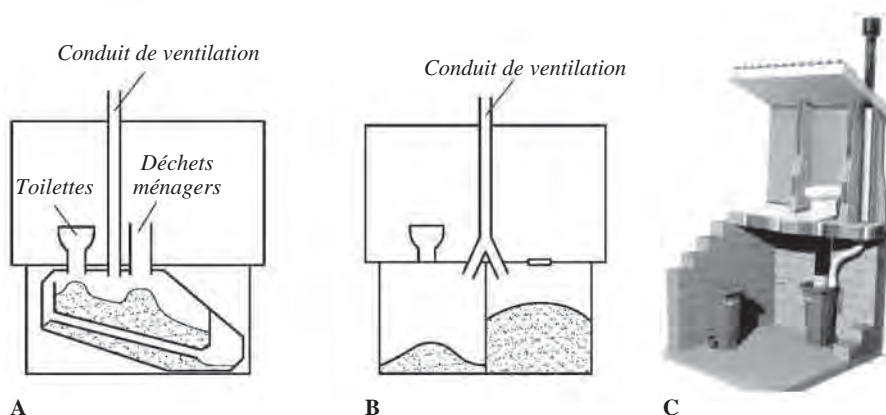


Figure 5.4

Exemples de toilettes à compostage: A, système continu; B, système discontinu – double compartiment; C, système discontinu – dispositifs de recueil amovibles

essentiellement sur la dégradation aérobie des matières organiques, se traduisant par une réduction de volume des excréta de 70–90% si elles sont bien conçues (Del Porto & Steinfeld, 1998). L'addition de matériau de foisonnement sec est importante; si cette mesure n'est pas appliquée, les toilettes ne fonctionneront pas comme des toilettes à compostage, mais comme une chambre de collecte d'excreta humides, avec les problèmes d'odeur et de prolifération de mouches que cela peut poser. Une ventilation adaptée contribue à combattre les odeurs.

Le rapport carbone/azote des excréta (urine comprise) est de 7–8, mais pour que le compostage soit efficace, il doit être plus élevé (entre 30 et 35), ce que l'on obtient en ajoutant des matériaux de foisonnement comme du papier, des copeaux de bois ou d'écorce, de la sciure, de la cendre ou des substances similaires. Ces matières servent en outre à couvrir les fèces fraîches et à limiter la présence et la prolifération de mouches, donc le risque de transmission de maladies. Elles permettent également de limiter les odeurs. Des déchets organiques ménagers peuvent également être ajoutés, soit directement dans les toilettes, soit par un conduit d'alimentation distinct (figure 5.4, A). L'ajout de déchets organiques ménagers contribue à élever le rapport carbone/azote.

Le compostage thermophile de matière fécale se traduit normalement par une réduction rapide et substantielle du nombre d'agents pathogènes si des températures élevées sont atteintes. À l'échelle expérimentale, les valeurs T_{90} (réduction de 1 unité logarithmique) sont de 6 min à 65°C et 1 h à 52°C pour *E. coli*. Les entérocoques et les virus ont un dépérissement plus lent (Eller, Norin & Stenström, 1996). Le compostage remplit le critère de réduction du risque à un niveau inférieur à 10^{-4} par an (Watanabe Fan & Omura, 2002). En raison de sa complexité, toutefois, le processus peut être difficile à gérer dans la chambre de compostage. L'expérience des régions tempérées a montré qu'il est difficile d'atteindre des températures supérieures à 40°C dans ces régions. Le domaine de température atteint en fonctionnement normal est donc souvent mésophile ou ambiant. La réduction des agents pathogènes peut alors nécessiter soit des temps de maturation plus longs, soit un compostage (partie 5.2.3) ou une période de stockage secondaires.

La vidange des toilettes à compostage est un moment critique pour ce qui est des risques liés à la manipulation. Des mesures de protection adéquates doivent être prises, avec en particulier des équipements de protection individuelle si l'hygiénisation n'est pas complète. La matière doit alors être traitée ou stockée hors de portée des personnes jusqu'à ce que le temps de maturation requis soit atteint. Outre le port de vêtements de protection (gants et bottes, notamment), le respect des mesures habituelles d'hygiène et de lavage après la vidange est important (voir aussi la partie 5.2.2 ci-après).

Toilettes à déshydratation

Les toilettes à déshydratation reposent sur le même type de construction que les toilettes à compostage, avec une chambre de collecte située sous les toilettes. Le but est cependant d'obtenir l'évaporation ou la dessiccation des excréta, et non d'optimiser les conditions pour le compostage. Dans les toilettes à déshydratation, la teneur en humidité des excréta est réduite. Pour un bon fonctionnement, il ne faut ajouter ni eau, ni urine à la chambre de déshydratation. La teneur en humidité est abaissée et maintenue à un niveau bas grâce à la chaleur (solaire, de préférence), à l'évaporation naturelle, à la ventilation et à l'adjonction de matériaux absorbants. La combinaison de températures élevées et d'une ventilation efficace accélère le processus de dessiccation. Outre la température et l'humidité, la durée de stockage et le pH jouent un rôle important dans la réduction des agents pathogènes. La ventilation, qui doit faire passer l'air à travers les toilettes et le faire sortir par le conduit de ventilation, ainsi que l'absence d'urine et d'autres liquides,

contribuent à réduire les odeurs. Cette technique est de plus en plus populaire dans les régions arides où l'eau est rare et où les fèces peuvent être séchées efficacement et utilisées sans risque comme fertilisant. Après chaque défécation, des absorbants comme la chaux, la cendre, la sciure ou de la terre sèche doivent être ajoutés à la chambre pour absorber l'excès d'humidité et rendre la pile moins compacte. L'addition de produits absorbants réduit en outre la présence de mouches et élimine les mauvaises odeurs. L'utilisation d'absorbants alcalins comme la cendre de bois ou la chaux permet d'élever le pH et favorise le dépérissement des agents pathogènes.

Plusieurs études ont porté sur le taux de dépérissement des agents pathogènes dans les toilettes à déshydratation (tableau 5.2). Les plus anciennes indiquent que les œufs d'*Ascaris* sont particulièrement résistants à la déshydratation (Strauss & Blumenthal, 1990), mais sensibles à la température, à la teneur en humidité et au pH; 6–12 mois sont généralement suffisants, sous les climats chauds, pour le dépérissement des œufs d'helminthes (Peasey, 2000). Des études conduites au Viet Nam ont montré qu'une période de rétention de six mois assurait une réduction de 8 unités logarithmiques de virus indicateurs résistants, et l'élimination de tous les œufs d'*Ascaris* viables (Carlander & Westrell, 1999). La température moyenne se situait entre 31 et 37 °C (maximum 40 °C), le pH dans la matière fécale entre 8,5 et 10,3 et la teneur en humidité entre 24 % et 55 %. L'inactivation était décrite comme le résultat d'une combinaison de facteurs, mais pour l'inactivation du virus indicateur, il a été démontré que le pH était à lui seul un facteur statistiquement significatif (Carlander & Westrell, 1999; Chien et al., 2001). Une autre étude indiquait qu'une période de 12 mois était nécessaire pour l'élimination des œufs d'*Ascaris* (Phi et al., 2004). Dans une étude chinoise de Wang (1999), de la cendre végétale mélangée aux fèces dans un rapport de 1:3 donnait un pH de 9–10. Une réduction >7 unités logarithmiques des bactériophages et des coliformes fécaux et une réduction de 99% des œufs d'*Ascaris* étaient rapportées après six mois, bien que la température soit basse (-10 à 10 °C), se traduisant par une congélation partielle de la matière. La cendre de charbon et l'addition de terre conduisaient à une réduction plus faible ou insuffisante respectivement. La cendre de charbon se traduisait par un pH initial de 8. L'utilisation de ces additifs nécessite d'allonger la durée de stockage subséquente à 12–18 mois sans apport fécal nouveau, et l'utilisation en alternance de chambres de collecte distinctes est recommandée. Selon Lan et al. (2001), un pH supérieur à 8 se traduisait par une inactivation d'*Ascaris* en 120 jours.

L'ajout d'un agent provoquant une élévation du pH, comme la chaux ou la cendre, renforce l'inactivation des agents pathogènes. Après un traitement alcalin, le fertilisant obtenu aura un pH élevé (>8). Cela peut être bénéfique pour de nombreux sols, mais avoir un effet indésirable sur la production dans le cas de sols initialement alcalins. Les conditions requises pour obtenir l'élimination complète des agents pathogènes peuvent varier selon le contexte local. À grande échelle, le traitement secondaire de la matière collectée peut jouer le rôle d'un traitement barrière complémentaire, se traduisant par une élévation du niveau de sécurité lorsque la matière est utilisée comme fertilisant. Le compostage à haute température (thermophile) des fèces déshydratées peut dans certains cas être envisagé comme traitement secondaire, particulièrement si le contenu des toilettes doit être utilisé pour la production de denrées alimentaires (Peasey, 2000).

Systèmes à dérivation d'urine

L'urine est la fraction des excréta la plus riche en nutriments (chapitre 1). Le but de la dérivation d'urine est de collecter l'urine pour l'utiliser comme fertilisant et d'éliminer la décharge eutrophisante de nutriments dans les eaux de surface. La dérivation d'urine

Tableau 5.2 Réduction microbienne établie dans la collecte sèche de fèces

Région de l'étude	Type de toilettes	Additif	pH, température, humidité	Principaux résultats : inactivation des agents pathogènes et indicateurs	Référence
94 Viet Nam (pendant la saison chaude et sèche)	12 latrines, 2 de chaque type; toutes à dérivation d'urine, la plupart à double voûte ou réservoirs multiples	Cendre de bois de chauffage et de feuilles; 200–700 ml par visite	pH: 8,5–10,3 température: 31,1–37,2 °C humidité: 24–55 % (valeurs moyennes pour chaque latrine)	Essais de dépérissement contrôlé dans des tests de provocation : T ₉₀ pour <i>Salmonella typhimurium</i> phage 28B entre 2,4 et 21 jours. Le pH était le facteur de dépérissement le plus important. Viabilité d' <i>Ascaris</i> 0–5 % après 9 semaines (sauf dans deux latrines). Le pH en combinaison avec la température affecte le dépérissement.	Carlander & Westrell (1999)
Afrique du Sud (climat chaud ou froid)	Divers types de toilettes à dérivation d'urine	Copeaux de bois	pH: 8,6–9,4 humidité: 4–40 %	Organismes présents dans la matière : après 10 mois: tous les indicateurs présents en grand nombre (10 ² –10 ⁶ /g). <i>Salmonella</i> présent. Après 12 mois supplémentaires: streptocoques fécaux ~10 ⁴ /g, clostridia et coliphages présents, <i>Salmonella</i> absente.	Austin (2001)
Afrique du Sud	2 toilettes à dérivation d'urine	Copeaux de bois + retournement	pH: 8,4–8,6 humidité: 4–9 %	Organismes présents dans la matière : après 2 mois: indicateurs présents (~ 10 ² /g) sauf coliphages. <i>Salmonella</i> absente.	Austin (2001)
Salvador	118 latrines double voûte à dérivation d'urine; 38 latrines solaires simple voûte	Chaux, cendre ou mélange terre-chaux	pH: 6,2–13,0	Organismes présents dans la matière : coliformes fécaux inactivés après 500 jours. pH: facteur le plus important. <i>Ascaris</i> inactivé après 450 jours (pH >11), après 700 jours (pH >9–11). Température: principal facteur prédictif de l'inactivation.	Moe & Izurieta (2004)
Chine	2 latrines	Cendre végétale mélangée avec les fèces dans un rapport 1:3	pH: 9–10 température: –10 à 10 °C	Test de provocation contrôlé et organismes présents dans la matière : Après 3 mois: réduction >7 unités logarithmiques de <i>Salmonella typhimurium</i> phage 28B et des coliformes fécaux. Viabilité d' <i>Ascaris</i> 1 %	Wang (1999) ^a
Chine		Pas d'informations précises	pH >8	Test de provocation contrôlé : inactivation d' <i>Ascaris</i> en 120 jours	Lan et al. (2001)

^a D'autres additifs (cendre de charbon, sciure et loess) ont également été testés mais ont donné un pH plus bas et une inactivation plus restreinte

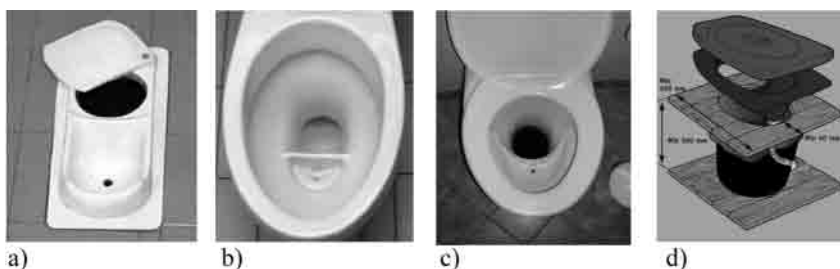


Figure 5.5

Exemples de toilettes à dérivation d'urine : a) toilettes à la turque, province de Guanxi, Chine ; b) toilettes à dérivation d'urine à double chasse ; c) toilettes à dérivation d'urine à une seule chasse, Suède ; d) insert de dérivation d'urine pour des toilettes à eau

peut être pratiquée tant dans les toilettes à compostage que dans les toilettes à déshydratation. Cette pratique renforce le processus de dessiccation ou de compostage en éliminant les liquides. L'urine collectée peut être utilisée comme fertilisant après une période de stockage appropriée (chapitre 4).

Dans les toilettes à dérivation d'urine, l'urine et les fèces sont collectées séparément. Des variantes de cette technique ont été développées dans des gammes de prix bas, moyen ou élevé. Il existe des versions à plateforme à la turque et des versions avec siège/cuvette, ainsi que des versions permettant la toilette anale à l'eau. Les inserts pour la collecte d'urine (figure 5.5d) peuvent être fabriqués avec les moyens locaux, mais sont aussi disponibles dans le commerce. Depuis quelques années, des toilettes conçues pour la dérivation d'urine sont proposées et utilisées sur tous les continents. Dans les toilettes à dérivation d'urine du commerce, la cuvette/la dalle est divisée en deux compartiments : la partie antérieure collecte l'urine et la partie postérieure collecte la matière fécale (figure 5.5a-c).

Les toilettes à dérivation d'urine équipées d'une chasse d'eau utilisent une seule chasse pour l'urine (<0,5 litre d'eau) ou une double chasse servant soit pour l'urine, soit pour la matière fécale (<4 litres). Dans les systèmes à chasse unique, il faut que la matière fécale tombe directement dans la chambre de collecte (figure 5.6). La matière fécale est normalement compostée sur site et l'urine est recueillie pour être utilisée dans l'agriculture (Winblad & Simpson-Hébert, 2004). Dans les toilettes à siège, une cuvette généralement située à l'avant de la zone de défécation collecte l'urine. Des urinoirs peuvent en outre être utilisés pour collecter l'urine des utilisateurs masculins. En pareil cas, il est important de choisir un modèle d'urinoir utilisant peu d'eau. Ces dernières années, un grand nombre de modèles d'urinoirs sans eau sont apparus sur le marché. Ils ont été testés dans des aéroports, des hôtels et des universités et l'on a constaté qu'ils ne posaient pas de problèmes d'odeur si la maintenance était correctement assurée.

Dans les systèmes à double chasse (figure 5.7), la matière fécale est dirigée dans un réseau d'égouts et l'urine est collectée séparément. Les systèmes à double chasse peuvent être adaptés dans les zones urbaines nouvelles ou anciennes comportant des immeubles à plusieurs étages (avec des systèmes de recueil d'urine par gravité, par exemple).

Lorsque l'urine est collectée à partir de toilettes à dérivation d'urine, une contamination fécale peut survenir, ce qui présente un risque potentiel en cas d'utilisation de l'urine. Les quantités de fèces à l'origine de la contamination croisée sont normalement inférieures à celles contenues dans les eaux usées diluées 100 fois. Il a été établi que le stockage

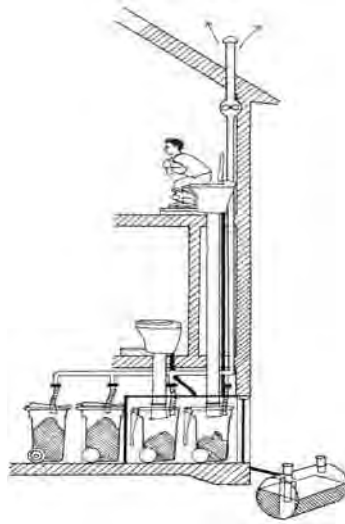


Figure 5.6

Conception technique d'un système à dérivation d'urine à simple chasse dans un immeuble de deux étages (extrait de Winblad & Simpson-Hébert, 2004)

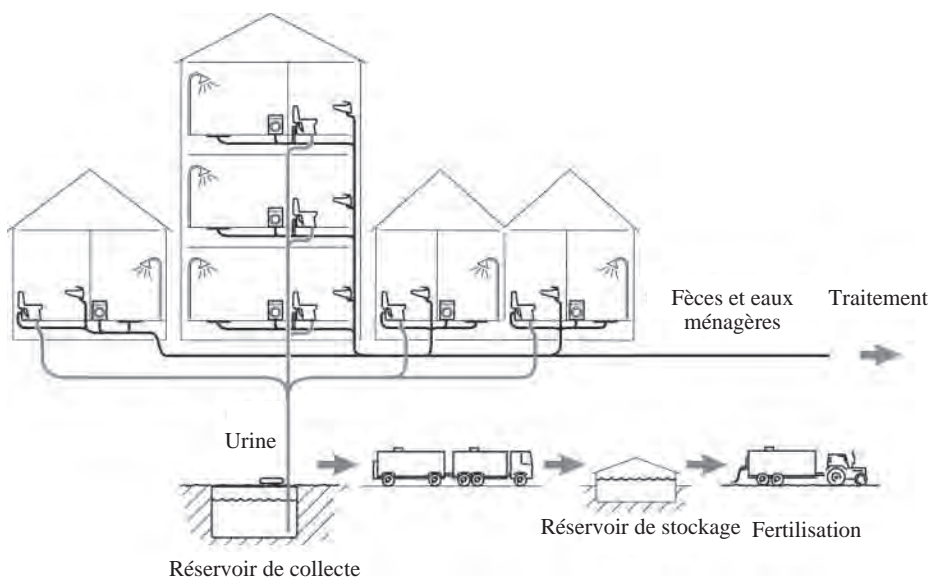


Figure 5.7

Conception d'un système à dérivation d'urine à double chasse. L'urine est collectée pour être utilisée dans l'agriculture, et la matière fécale est évacuée avec les eaux ménagères (Jönsson et al., 2000)

de l'urine constituait un traitement suffisant pour réduire les agents pathogènes (Höglund, 2001). L'hygiénisation est attribuée à une conversion rapide de l'urée en ammoniacque, qui se traduit par une élévation du pH. La teneur en ammoniacque et l'élévation du pH concourent à l'hygiénisation. Les concentrations de bactéries diminuent rapidement durant le stockage, mais un stockage prolongé est nécessaire pour réduire le nombre de virus et de protozoaires (chapitre 4).

Toilettes sous vide et toilettes gravitaires à chasse économique en eau

Les toilettes sous vide et les toilettes gravitaires utilisant de petites quantités d'eau de chasse sont utilisées pour collecter des eaux-vannes (urine et fèces réunies) aussi concentrées que possible, en vue de leur traitement, de leur transformation et de leur utilisation dans l'agriculture. Les toilettes sous vide utilisent 0,5–1,5 litre d'eau par chasse ; il existe des toilettes gravitaires n'utilisant pas plus de 1 litre par chasse. Les eaux-vannes provenant de toilettes utilisant 1 litre par chasse ont une faible teneur en matière sèche (Jenssen, 2001). Pour le traitement aérobie ou anaérobie des eaux-vannes (partie 5.2.3), l'addition de matière organique (déchets ménagers organiques broyés, par exemple) est nécessaire (figure 5.8).

Les toilettes sous vide assurent un niveau de confort équivalent à celui des toilettes traditionnelles à chasse d'eau, mais sont potentiellement plus hygiéniques, car l'aspiration de l'air lors de l'actionnement de la chasse évite les aérosols. Le système est complètement clos ; en cas de fuite, la pression négative dans les canalisations réduit le risque de déversement d'eaux d'égout brutes. Ces systèmes peuvent être installés dans des immeubles à étages en milieu urbain.

Les eaux-vannes collectées doivent être traitées avant d'être utilisées dans l'agriculture, par des méthodes aérobie ou anaérobies (fournissant des biogaz). Il existe des toilettes sous vide à dérivation d'urine.

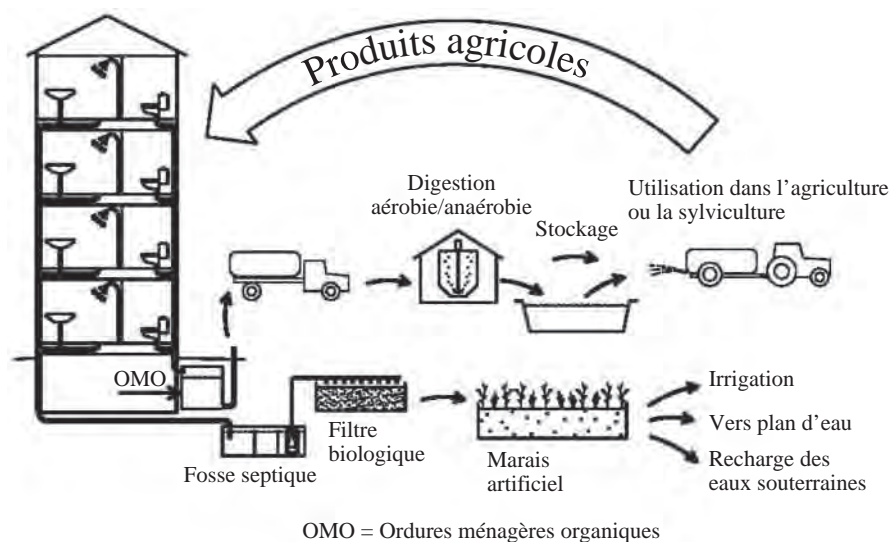


Figure 5.8

Exemple de système à recyclage complet utilisant des toilettes sous vide ou des toilettes gravitaires à économie d'eau pour la collecte séparée des eaux-vannes et le traitement séparé des eaux ménagères.

D'autres options de traitement des eaux ménagères sont décrites au point 5.2.4 (Jenssen, 2001)

Systèmes à fosse septique

Les systèmes à fosse septique recouvrent l'ensemble des systèmes d'assainissement utilisant une fosse septique comme dispositif de traitement primaire. Dans beaucoup de pays développés, le traitement en fosse septique suivi de l'infiltration dans le sol (champ d'épuration ou champ de drainage) constitue la solution d'assainissement la plus courante en zones rurales. Ces systèmes traitent normalement l'ensemble des eaux usées (eaux ménagères et excréta). L'élimination des agents pathogènes est faible dans les fosses septiques, et les bactéries et virus restent présents dans la phase liquide et dans la phase solide. Pour les œufs d'helminthes, la réduction prévisible est $<0,5$ unité logarithmique, mais le prélèvement de solides en suspension peut être utilisé pour évaluer l'efficacité. La fosse septique est l'unité la plus courante pour le prétraitement sur site des eaux usées combinées (eaux ménagères et excréta) ou des eaux ménagères. Pour la conception des fosses septiques, le lecteur est invité à se reporter à Crites & Tchobanoglous (1998) ou aux règles applicables localement en matière d'assainissement individuel.

Une large part des inconvénients liés aux égouts gravitaires conventionnels peuvent être surmontés en utilisant des canalisations de faible diamètre pour le transport des effluents de fosse septique (appelés systèmes gravitaires pour effluents de fosse septique). Lorsque les fosses septiques fonctionnent bien, les matières solides se déposent et le réseau de canalisations ne transporte que la fraction liquide. Une programmation adéquate de la vidange des fosses septiques est essentielle pour le bon fonctionnement des systèmes de transport d'effluents de faible diamètre. En effet, des particules pénètrent dans le système lorsque la capacité de stockage de la fosse septique est atteinte. Il importe en outre d'aménager des regards tout le long du réseau pour permettre la maintenance et les interventions en cas d'urgence. Les systèmes gravitaires de faible diamètre sont traditionnellement utilisés pour le transport combiné des eaux ménagères et des eaux-vannes, mais sont également utilisables pour les effluents de fosse septique à eaux ménagères.

5.2.2 Manutention et transport des excréta et des boues

Les fèces et les boues doivent être manipulées à différentes étapes du système d'assainissement, de traitement et d'utilisation. Du point de vue sanitaire, la manutention et le transport des fèces et des boues constituent des points critiques du système d'assainissement, car les personnes manipulant des matières peuvent être directement exposées aux agents pathogènes, et il existe un risque de déversement accidentel ou de décharge intentionnelle. La nature des matières manipulées dépend de leur origine :

- matières sèches provenant de toilettes à déshydratation ou à compostage, boues et compost séchés ;
- boues de fosses septiques et de bassins de décantation, de filtres et de digesteurs anaérobies, de consistance le plus souvent liquide ou semi-liquide ;
- contenu de latrines à fosse, de consistance allant de solide à liquide, contenant souvent des déchets solides.

Diverses options s'offrent pour la manutention et le transport des fèces et des boues :

- retrait manuel à la pelle ou au moyen de seaux, transport en seaux ou sur de simples charrettes ;

- vidange et transport mécaniques, par citernes ou camions à remplissage par le vide;
- pompage et transport des boues liquides par canalisation.

Le transport des boues par canalisation est la méthode la plus sûre, mais elle n'est praticable que si la distance de transport est limitée et que l'on dispose de pompes.

La technique classique de vidange des fosses septiques, fosses et autres dispositifs de collecte des excreta est la succion au moyen d'une pompe à vide. Un flexible de vidange est introduit dans la fosse et le contenu est aspiré. Le retrait des boues à l'aide de pompes à succion réduit considérablement le contact direct des travailleurs avec les boues, et constitue donc la deuxième méthode la plus sûre. La pompe est habituellement raccordée à une citerne de capacité variable, montée sur un camion. Le camion accède au lieu de vidange, vide la fosse et transporte directement les boues jusqu'au site d'élimination ou de traitement. La citerne peut aussi être montée sur une charrette tirée par un tracteur ou des animaux. De petites unités, ou chariots de vidange, constituées d'une petite citerne et d'une pompe à vide actionnée par un moteur ou manuellement, peuvent être utilisées lorsque l'étroitesse des voies d'accès ne permet pas le passage des véhicules.

Pour les réservoirs d'eaux-vannes et les réservoirs d'urine ne contenant pas de boues ou d'écume durcies, un tuyau à raccord rapide peut être adapté au réservoir, ce qui réduit le temps de vidange et le risque de déversement ou de contact avec des excreta non traités (Jenssen et al., 2005).

Du point de vue des risques pour la santé humaine, une distinction doit être faite entre les boues qui, lors de la collecte, sont encore relativement fraîches ou contiennent une quantité non négligeable d'excreta récents (boues de toilettes publiques non raccordées à l'égout et fréquemment vidangées, par exemple) et les boues qui ont été stockées pendant des mois ou des années dans des fosses ou des voûtes et sont en principe exemptes d'agents pathogènes. Les eaux-vannes sont des matières à haut risque et présentent des caractéristiques semblables à celles des boues collectées à de brefs intervalles de temps (dans le cas des toilettes publiques, par exemple). Des précautions particulières doivent donc être prises contre le risque de contact ou de déversement accidentel lors de la vidange des fosses ou voûtes de latrines ou de toilettes par camions de vidange, où des quantités variables d'eau ou d'eaux usées sont collectées en même temps que les solides accumulés. La teneur en œufs d'helminthes peut être de 500 à 6000 par litre (Koné & Strauss, 2004), ce qui est plus que la teneur de 20–1000 par litre à laquelle on peut s'attendre dans les effluents d'égouts en région tropicale, selon Mara (1978).

La manutention manuelle comprend normalement l'utilisation de pelles et de seaux et peut exiger que les travailleurs pénètrent dans la fosse, s'exposant ainsi à d'importants risques pour la santé. La manutention manuelle doit être évitée dans la mesure du possible si la matière n'est pas prétraitée sur site. Elle constitue toutefois la seule option possible lorsque l'utilisation de pompes à vide est exclue. La manutention manuelle peut être admise si les risques pour la santé des travailleurs sont réduits à un minimum. Les travailleurs doivent impérativement mettre en œuvre des mesures de protection adéquates. Les mesures de protection lors de la manutention de boues comprennent l'usage de vêtements de protection (gants et masques) et des mesures d'hygiène (lavage des mains après le travail, etc.). Les travailleurs doivent être conscients des risques pour la santé auxquels ils sont exposés, et doivent savoir comment s'en protéger. Une formation et des informations ciblées sont donc les mesures les plus efficaces en complément du traitement sur site.

5.2.3 Traitement des eaux-vannes et des boues de fosse septique / boues fécales

Options de traitement à faible coût

La matière fécale provenant des fosses de latrines ou de toilettes peut contenir de grandes quantités d'agents pathogènes si elle a été stockée pendant de courtes périodes de temps (1–2 semaines) avant la collecte. Le traitement secondaire sert à inactiver ces agents pathogènes et à les ramener à des niveaux inférieurs au seuil de risque admissible et aux valeurs indicatives correspondantes. La fraction solide constitue un produit intéressant pour l'amendement des sols et la fertilisation lorsqu'elle est stabilisée et traitée pour offrir la qualité requise du point de vue de l'hygiène. En revanche, la fraction liquide non diluée ne sera pas, le plus souvent, utilisable dans l'agriculture en raison de sa salinité excessive.

La séparation des solides et des liquides contenus dans les boues pompables, par des processus de décantation et de filtration, se traduit par une concentration des agents pathogènes piégés dans la fraction solide. Le processus d'hygiénisation de cette fraction sera donc décisif, car les concentrations d'agents pathogènes atteignent plusieurs fois celles des boues fécales brutes. La figure 5.9 donne un aperçu schématique des processus et solutions de traitement applicables dans les pays à niveau de revenu faible ou moyen (Ingallinella et al., 2002).

Les réservoirs ou bassins primaires de décantation et d'épaississement peuvent être utilisés pour la séparation solides/liquides. Les premiers assurent un temps de séjour des liquides de quelques heures (ce qui laisse le temps aux solides de se déposer) et les seconds assurent une durée de séjour des liquides de plusieurs jours à quelques semaines, ce qui permet la poursuite de l'hygiénisation et de la dégradation anaérobie des matières organiques. Les réservoirs de décantation assurant un traitement discontinu permettent généralement de retirer 60% des solides en suspension, contre plus de 80% dans les bassins de décantation (Fernandez et al., 2004; Koné et Strauss, 2004). Les œufs d'helminthes devraient être éliminés dans des proportions similaires.

Les lits de séchage des boues conventionnels utilisés pour déshydrater et sécher les boues fécales et les résidus de digesteurs anaérobies réduisent le volume des boues fécales

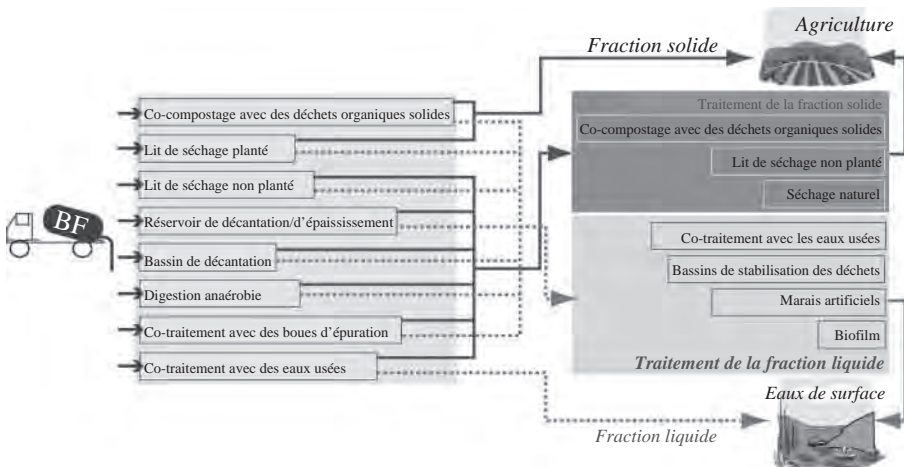


Figure 5.9

Options de traitement à faible coût des boues fécales (BF) et des eaux-vannes (Ingallinella et al., 2002)

de 50–80 %. Le séchage des boues peut abaisser leur teneur en eau à moins de 20–30 %, ce qui se traduit par une élimination partielle des agents pathogènes. Les boues séchées peuvent encore contenir des agents pathogènes, notamment des œufs d'helminthes, et devraient donc subir un traitement complémentaire (compostage, par exemple, ou stockage prolongé) avant d'être utilisées en agriculture. Le liquide drainé nécessite également un traitement complémentaire (par exemple dans des bassins facultatifs ou des marais artificiels) avant d'être déchargé dans une étendue ou un cours d'eau récepteur.

Les lits de séchage ou d'«humification» des boues comportant un filtre de gravier/sable/terre et plantés de plantes des marais comme des roseaux, joncs ou quenouilles ont un avantage par rapport aux lits de séchage des boues non plantés, à savoir que les racines des plantes créent une structure poreuse dans les solides accumulés, ce qui maintient leur capacité de déshydratation pendant plusieurs années malgré l'accumulation d'une couche de plus en plus épaisse de solides provenant des boues. Le retrait des biosolides accumulés doit donc être beaucoup moins fréquent, ce qui réduit les risques de contact. Le stockage prolongé des biosolides permet leur stabilisation biochimique et l'inactivation des agents pathogènes, ce qui donne une matière semblable à de l'humus qui ne devrait exiger aucun stockage supplémentaire, ou seulement un stockage de courte durée, pour être conforme aux normes d'hygiène. Il a été établi que la viabilité des œufs d'helminthes dans les boues fécales solides accumulées pendant plus de trois ans dans des lits de séchage plantés était inférieure à 2 % (Koottatep et al., 2004).

Les systèmes de bassins de stabilisation des déchets comprennent des unités de prétraitement (réservoirs ou bassins) pour la séparation solides/liquides, suivies d'une succession d'un ou plusieurs bassins anaérobies et d'un bassin facultatif. Lorsque les boues fécales sont constituées dans de fortes proportions (>30 %) de boues provenant de toilettes publiques non raccordées à un réseau d'égouts, les niveaux d'ammoniaque peuvent être excessivement élevés. En climat tropical, le niveau d'azote admissible dans le surnageant des unités de décantation primaires est de 400 mg de $\text{NH}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$ par litre (Heinss, Larmie & Strauss, 1998). Lorsque des bassins de stabilisation assurent le traitement des eaux usées municipales, les boues fécales sont souvent mélangées aux eaux usées pour co-traitement. Cela peut créer des problèmes car les bassins d'eaux usées n'ont généralement pas été conçus pour le co-traitement de charges importantes de boues fécales. Pour éviter cela, les boues fécales peuvent être prétraitées dans des bassins primaires de décantation et d'épaississement. Leur effluents peuvent ensuite être co-traités avec les eaux usées dans des bassins facultatifs et de maturation. Les bassins de décantation des boues fécales, qui assurent également la dégradation anaérobie des matières organiques dissoutes, permettent de séparer des boues fécales le gros des solides et des œufs d'helminthes en amont du système principal de bassins de stabilisation des eaux usées.

Le co-compostage – c'est-à-dire le compostage combiné de matière fécale et de déchets organiques solides – est pratiqué dans toutes les parties du monde, généralement dans de petites unités informelles et incontrôlées ou à l'échelle d'une arrière-cour. Cette technique est souvent pratiquée à température ambiante, ce qui se traduit par une inactivation inefficace des agents pathogènes. Le compostage thermophile peut cependant être une solution efficace d'hygiénisation et de stabilisation des boues fécales, des fèces prétraitées dans des toilettes à dérivation d'urine ou du lisier soumis à un traitement anaérobie. Si les conditions requises pour le compostage thermophile sont réunies (teneur en humidité 50–60 %, rapport carbone/azote 30–35 et mélange avec des matériaux de foisonnement pour permettre une circulation d'air constante), la température atteindra 50 à 65 °C. De telles températures assurent une inactivation efficace des agents pathogènes.

Les boues fécales fraîches sont en principe trop humides et présentent un rapport carbone/azote trop faible pour un compostage optimal. Les boues fécales doivent être déshydratées avant le co-compostage. L'ajout de matières relativement sèches et riches en carbone comme les déchets organiques municipaux est nécessaire. Le produit final du processus de compostage aérobique est une matière sans odeur, stabilisée, présentant les propriétés requises pour être utilisée comme produit d'amendement des sols et fertilisant à libération lente de phosphore. Du fait de la complexité du processus de compostage, cependant, des conditions thermophiles optimales ne peuvent être garanties dans l'ensemble de la masse à composter que si la teneur en humidité, la structure foisonnante et le rapport carbone/azote sont maintenus et contrôlés tout au long des phases de fermentation thermophile et de maturation. Les opérations de compostage thermophile bien conduites permettent d'atteindre près de 100 % d'élimination des agents pathogènes, avec en particulier un taux de survie très faible des œufs d'helminthes, si la matière est régulièrement retournée durant les 3-4 semaines de la phase de fermentation thermophile. Le compostage à petite échelle, au niveau d'un ménage, est moins efficace, et l'inactivation des agents pathogènes est incomplète, car la température ne dépasse que marginalement la température ambiante. Un stockage prolongé constitue la méthode de choix en pareil cas. Le compostage est donc plus indiqué comme traitement secondaire hors site.

La digestion anaérobie est un processus biologique qui se déroule en l'absence d'oxygène. La dégradation de la matière organique produit un biogaz (mélange de méthane, de dioxyde de carbone et d'autres gaz à l'état de traces), de l'eau et un lisier résiduel. Le lisier provenant des réacteurs à biogaz est un produit d'amendement et un fertilisant efficace. Cette option convient en principe pour le traitement des eaux-vannes et des boues fécales les plus résistantes, qui n'ont pas subi de dégradation substantielle. En Inde, une centaine de grandes unités de production de biogaz traitent des boues fécales fraîches hautement concentrées provenant de toilettes publiques à chasse d'eau. Les petits digesteurs à biogaz (figure 5.10) desservant une famille ou un petit nombre de foyers sont de plus en plus populaires. L'objectif principal de ces digesteurs est de produire du biogaz et d'assurer l'approvisionnement en énergie pour la cuisine, en particulier. Les intrants sont principalement du fumier animal provenant de petits élevages familiaux, les

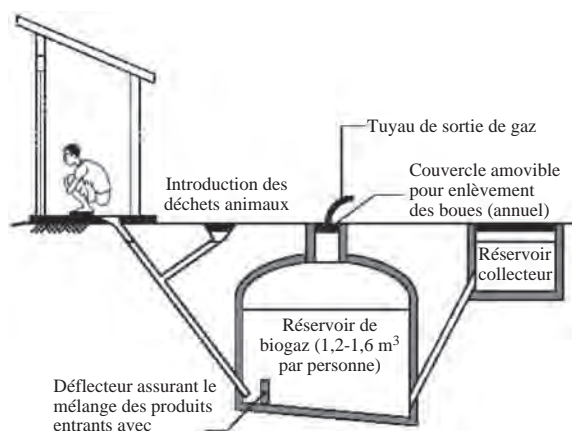


Figure 5.10

Digesteur à biogaz domestique pour le traitement du fumier animal et des excréta humains

excreta et autres déchets organiques humains constituant généralement la fraction la plus réduite.

La réduction d'agents pathogènes dans la digestion mésophile est généralement modeste, n'atteignant en moyenne qu'une inactivation à 50 %, soit une réduction de la viabilité des œufs d'helminthes de 0,5 unité logarithmique (rapport cyclique) (Feachem et al., 1983; Gantzer et al., 2001). Un post-traitement par lits de séchage des boues, compostage avec des matières organiques de foisonnement ou stockage prolongé, par exemple, est nécessaire pour obtenir une qualité hygiénique compatible avec les valeurs indicatives.

Méthodes de traitement des boues fécales et des eaux-vannes nécessitant des investissements élevés

Dans les pays industrialisés, le traitement des boues fécales ou des eaux-vannes se fonde généralement sur des techniques bien établies. Les solutions couramment utilisées font appel à une aération prolongée, à la digestion anaérobie, à des épaisseurs de boues à agitation mécanique ou à un conditionnement chimique des boues, suivis de centrifugation ou de filtration sous pression. L'élimination complète des agents pathogènes peut être obtenue soit par des processus thermophiles soit par des processus spécialement conçus pour l'hygiénisation (pasteurisation, par exemple, ou traitement hautement alcalin).

De grands digesteurs à biogaz sont couramment utilisés pour traiter les déchets agricoles ou les déchets ménagers organiques. Les eaux usées ou les excreta domestiques provenant de systèmes d'assainissement sur site ou de systèmes de collecte décentralisée des eaux usées peuvent également être co-traités dans ce type de digesteurs. Les gaz obtenus permettent de produire de l'électricité et de la chaleur, et les résidus sont utilisés comme fertilisants. Les grands digesteurs sont généralement chauffés et utilisent l'agitation mécanique pour augmenter les rendements. Le processus de digestion peut être mésophile ou thermophile. La digestion thermophile a un rendement plus élevé, permet de traiter des charges plus importantes et assure l'élimination complète des agents pathogènes, mais exige une technologie plus coûteuse, des apports d'énergie supérieurs et une bonne maîtrise de la conduite des installations. Le liquide résiduel des digesteurs thermophiles peut être utilisé sans risque pour l'amendement des sols et la fertilisation, alors que les boues des digesteurs mésophiles doivent être soumises à un processus d'hygiénisation complémentaire par pasteurisation, traitement hautement alcalin, lit de séchage ou stockage prolongé, par exemple. Les développements récents dans la technologie des biogaz tendent à combiner la digestion anaérobie et la filtration sur membrane, une solution qui permet d'utiliser des réacteurs plus compacts et d'éliminer entièrement les agents pathogènes. Toutefois, ces technologies sont encore en phase de développement.

Le traitement aérobie des déchets organiques liquides, également appelé compostage liquide, est basé sur l'aération du lisier, qui induit un processus de dégradation microbienne par des organismes aérobies, principalement des bactéries. Ce processus est exothermique, ce qui signifie qu'il génère de la chaleur. Dans un système bien conçu et correctement exploité, les températures thermophiles sont atteintes sans qu'il soit nécessaire d'utiliser une autre source de chaleur, à condition que la teneur relative en matière organique soit suffisante. Les déchets sont traités comme des liquides (teneur en matière sèche entre 2 et 10 %) et stabilisés dans le réacteur à des températures thermophiles comprises entre 55 et 60 °C, avec un temps de séjour hydraulique de 5 à 7 jours (Skjelhaugen, 1999). Le processus, conduit en mode semi-continu, se caractérise par une

bonne utilisation de l'oxygène, de faibles pertes d'ammoniaque et l'absence d'odeurs (Skjelhaugen, 1999). Des études expérimentales ont montré que l'élimination des agents pathogènes est élevée et conforme aux valeurs guides (Norin et al., 1996).

Élimination des agents pathogènes : performances des options et processus de traitement

Le tableau 5.3 indique les ordres de grandeur atteints dans l'élimination des œufs d'helminthes pour une série de processus et de solutions de traitement des boues fécales et des eaux-vannes nécessitant des investissements faibles ou élevés. Comme on pouvait s'y attendre compte tenu de la nature des processus mis en œuvre – traitement par la chaleur ou traitement hautement alcalin – les solutions les plus coûteuses sont aussi les plus efficaces pour l'élimination des œufs d'helminthes ; en d'autres termes, une réduction logarithmique (rapport cyclique) supérieure est obtenue en un temps de séjour plus court. C'est la contrepartie d'un investissement et d'un apport d'énergie plus élevés.

5.2.4 Eaux ménagères

Les eaux ménagères constituent, en volume, la fraction la plus importante des effluents ménagers, et celle qui contient le moins de nutriments et d'agents pathogènes. Par des techniques de traitement simples (infiltration dans le sol, graviers filtrants, marais artificiels, bassins), il est possible d'atteindre des réductions d'agents pathogènes conformes aux objectifs sanitaires. Des méthodes plus complexes comme l'activation des boues, les contacteurs biologiques tournants ou la filtration sur membrane peuvent aussi être utilisées. Les effluents, habituellement destinés à l'irrigation des cultures dans les régions pauvres en eau, peuvent aussi être consacrés à la recharge des eaux souterraines, être utilisés pour des applications industrielles ou urbaines, ou être rejetés dans des cours d'eau (Werner et al., 2004).

Les principes généraux de gestion des eaux ménagères comprennent notamment le contrôle à la source et la conservation de l'eau. Cela implique l'utilisation de produits

Tableau 5.3 Élimination des helminthes dans diverses méthodes de traitement des boues fécales

Option ou méthode de traitement	Réduction log. des œufs d'helminthes	Durée	Référence
Solutions à faible coût			
Bassins de décantation des boues fécales	3	4 mois	Fernandez et al. (2004)
Lits de séchage plantés de roseaux (marais artificiels)	1,5	12 mois	Koottatep et al. (2004)
Lits de séchage pour déshydratation (prétraitement)	0,5	0,3–0,6 mois	Heinss, Larmie & Strauss (1998)
Compostage (andain thermophile)	1,5–2,0	3 mois	Koné et al. (2004)
Élévation de pH >9	3	6 mois	Chien et al. (2001)
Anaérobie (mésophile)	0,5	0,5–1,0 mois	Feachem et al. (1983); Gantzer et al. (2001)
Solutions à coût élevé			
Élévation de pH >12	3		Gantzer et al. (2001)
Thermophile, bioréacteur (aérobie/anaérobie)	3	1–5 jours	Haug (1993); Eller, Norin & Stenström (1996)

ménagères non polluants, la réduction de la charge fécale et la limitation des quantités d’eaux à traiter. La planification progressive permet de calculer une quantité moyenne de 80 litres d’eaux ménagères par personne et par jour (Ridderstolpe, 2004). Dans les pays industrialisés, des quantités excessives de détergents sont à l’origine d’une DBO élevée, et les eaux ménagères contiennent en outre de grandes quantités de graisses et d’huile provenant de la préparation des aliments. Si les eaux ménagères doivent être utilisées pour l’irrigation, il faut préférer les **savons liquides contenant du potassium** aux savons en pains qui contiennent **souvent du sodium** et augmentent le risque de salinisation des sols. Pour plus d’informations sur le volume et la composition des eaux ménagères, on se reportera au chapitre 1.

Le réseau de collecte des eaux ménagères utilise habituellement des canalisations de diamètre inférieur à celui des canalisations de collecte d’eaux usées mixtes ; il comporte une ventilation pour l’évacuation de l’air et des odeurs, et des siphons. La décharge ou l’utilisation finale de l’eau détermine le degré de traitement requis. Avant la décharge dans des cours d’eau ou l’utilisation à des fins d’irrigation ou de recharge des eaux souterraines, le traitement doit garantir la qualité hygiénique de l’eau. Pour la recharge des eaux souterraines, une réduction substantielle de la DBO et des solides en suspension est généralement nécessaire pour prévenir le colmatage des bassins ou des puits de recharge. Pour une réutilisation domestique, un traitement tertiaire plus sophistiqué peut être nécessaire.

Diverses solutions sont applicables pour le traitement sur site ou le traitement décentralisé à petite échelle (figure 5.11). Les plus communes sont brièvement décrites ci-après. Elles peuvent également être utilisées pour le traitement des eaux usées mixtes, mais doivent être conçues en conséquence.

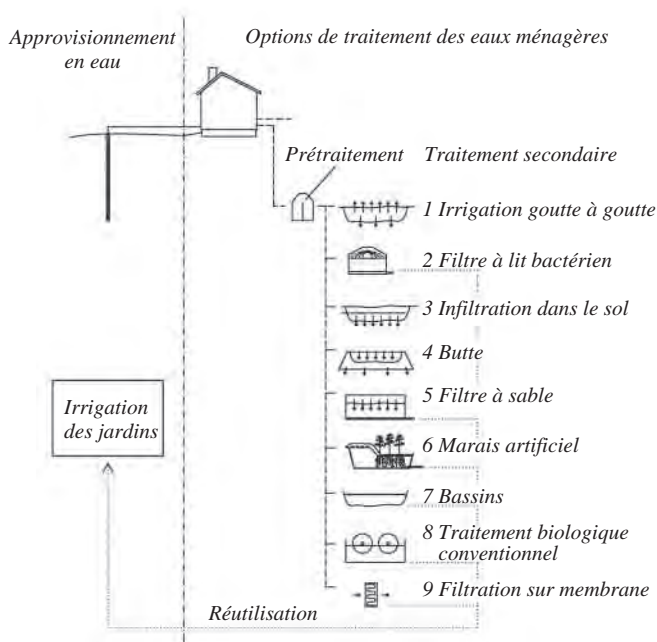


Figure 5.11
Solutions de traitement des eaux ménagères

Prétraitement / séparation solides/liquides

Un prétraitement est toujours nécessaire pour éviter le colmatage lors des étapes de traitement ultérieures. Il consiste en une séparation solides/liquides réduisant la quantité de particules et de graisses dans les effluents des fosses septiques, des réservoirs de décantation, des bassins ou des systèmes de filtration (sacs filtrants, par exemple).

Le type le plus courant d'unité de prétraitement sur site pour les eaux ménagères comme pour les eaux usées mixtes (eaux ménagères et excreta) est la fosse septique (voir les systèmes de fosses septiques au point 5.2.1). L'élimination des agents pathogènes est faible dans les fosses septiques (habituellement $<0,5$ unité logarithmique) et dépend du rendement d'épuration des particules. Une inspection régulière (annuelle) est recommandée pour éviter les problèmes de débordement de particules.

Pour les petits systèmes équipant par exemple les maisons individuelles, la fosse septique peut être remplacée par des sacs filtrants en matériau naturel ou synthétique qui produisent la même qualité d'effluents. Le propriétaire peut retirer ces sacs en portant des équipements de protection individuelle adaptés contre l'exposition aux matières épurées, qui peuvent contenir des agents pathogènes. Les sacs peuvent être compostés avec leur contenu s'ils sont en fibre naturelle, ou séchés et réutilisés s'ils sont en fibre synthétique.

Des grilles de fabrication maison ou des filtres composés de gravier fin, de paille ou de branches peuvent en outre être appropriés avant l'infiltration dans le sol, pour les systèmes domestiques à petite échelle sous les climats chauds. Dans les petits systèmes, l'utilisation directe des eaux ménagères est également possible (pour l'arrosage de plantes ou d'arbres cultivés avec paillage).

Infiltration dans le sol

L'infiltration dans le sol est une méthode simple adaptée au traitement sur site des eaux ménagères, pour laquelle on dispose d'une large expérience en ce qui concerne tant les eaux ménagères seules que les eaux usées mixtes. Il s'agit, par exemple, du principal système de traitement sur site des eaux usées aux Etats-Unis. L'efficacité du traitement est élevée (normalement >2 unités logarithmiques pour les bactéries et les virus et >3 unités logarithmiques pour les protozoaires parasites), ce qui est comparable à la réduction obtenue dans une installation classique de traitement des eaux usées (Siegrist, Tyler & Jenssen, 2000).

Après le prétraitement, l'effluent est diffusé dans le sol via des bassins ouverts, des tranchées peu profondes ou des bassins d'infiltration (figure 5.12).

L'eau descend, par percolation à travers une zone insaturée, jusqu'aux eaux souterraines (zone saturée). La majeure partie du traitement est réalisée en zone insaturée. La taille et la charge du système doivent être déterminées en fonction des caractéristiques du sol, afin que le milieu demeure insaturé, ce qui assure des conditions optimales pour le filtrage des agents pathogènes. Un régime insaturé assure en outre des conditions aérobies, généralement favorables à un dépérissement plus rapide des agents pathogènes.

Les systèmes d'infiltration dans le sol ne doivent pas être utilisés lorsqu'ils risquent de compromettre la qualité des eaux souterraines. La distance qui doit les séparer des eaux souterraines varie selon la nature du sol et la conception du système (Siegrist, Tyler & Jenssen, 2000). L'élimination des virus et des bactéries et la sorption du phosphore sont favorisées par des sols riches en fer et en oxydes d'aluminium (sols de couleur brune ou rouge). Les systèmes de rejet devraient toujours être en bas de pente, et aussi éloignés que possible des sources d'eau pour éviter leur contamination. Les sols imperméables,

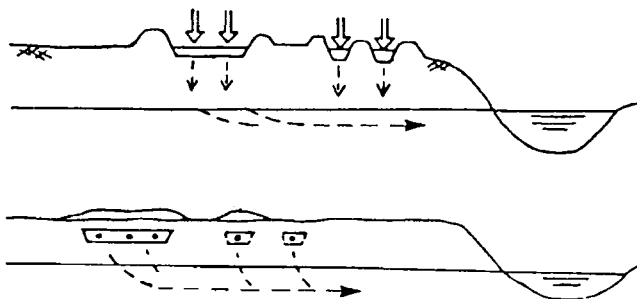


Figure 5.12

Infiltration en bassins ouverts (en haut) et en tranchées enterrées (en bas) ; les flèches représentent l'écoulement de l'eau par percolation jusqu'aux eaux souterraines, puis vers un cours d'eau

les terrains comportant des roches superficielles ou des nappes phréatiques peu profondes, de même que les sols très perméables constitués par exemple de sable à gros grains ou de gravier ne sont normalement pas considérés comme des sites appropriés. Pour les sols perméables, une couche de sable de 30–50 cm au fond de la tranchée d'infiltration améliore la capacité de rétention des micro-organismes. Des systèmes surélevés (buttes) peuvent aussi être utilisés pour surmonter les contraintes liées à des sols inadaptes (USEPA, 2002). Pour plus d'informations sur l'emplacement et la conception des systèmes, le lecteur est invité à se reporter à Jenssen & Siegrist (1990, 1991), Siegrist, Tyler & Janssen (2000) et USEPA (2002).

Irrigation goutte à goutte

L'irrigation goutte à goutte est un système d'infiltration superficielle dans lequel l'absorption d'eau et de nutriments par les plantes est optimisée, et qui réduit la percolation verticale vers les eaux souterraines. Il peut s'agir d'un système simple ou évolué, diffusant le liquide sous pression. On estime que l'irrigation localisée assure une réduction complémentaire des agents pathogènes de 2–4 unités logarithmiques, selon que la partie récoltée de la plante est ou non en contact avec le sol (voir le volume II des Directives) (NRMCC & EPHCA, 2005).

Bassins

Les bassins de stabilisation des eaux usées sont conçus pour le traitement des eaux usées mixtes, mais conviennent aussi pour les eaux ménagères. Les systèmes de traitement en bassin de stabilisation sont habituellement constitués de plusieurs bassins en série et devraient être conçus pour réduire à un minimum le court-circuitage hydraulique. Pour le traitement des eaux ménagères, une étape anaérobie n'est généralement pas requise. Les critères de conception pour l'élimination des œufs d'helminthes et de *E. coli* sont présentés dans le volume II des Directives. Une série de bassins de stabilisation bien conçue abaissera le nombre de coliformes fécaux de 10^8 pour 100 ml à $<10^3$ pour 100 ml. En conditions tropicales (20–30 °C), des bassins de stabilisation bien conçus et correctement exploités peuvent réduire les virus de 2–4 unités, les pathogènes bactériens de 3–6 unités, les (oo)cystes de protozoaires de 1–2 unités et les œufs d'helminthes de 3 unités logarithmiques ; les valeurs précises dépendent du nombre de bassins en série et de leurs temps de séjour (Mara & Silva, 1986 ; Oragui et al., 1987 ; Grimason et al., 1993 ; Mara,

2004). L'élimination se fait principalement par sédimentation pour les (oo)cystes de protozoaires et les œufs d'helminthes, par adsorption sur les solides pour les virus, et les bactéries sont inactivées par plusieurs mécanismes tels que la température, le pH et l'intensité lumineuse (Curtis, Mara & Silva, 1992).

Des réservoirs de stockage des effluents peuvent aussi être utilisés pour le traitement des eaux ménagères dans les régions arides ou semi-arides. Selon la charge organique, un prétraitement peut être nécessaire. Si la conception, la conduite des opérations et la maintenance sont appropriées, le stockage des effluents en réservoirs peut se traduire par des taux de réduction des agents pathogènes du même ordre que dans le cas des bassins de stabilisation.

Marais artificiels

Le terme de marais artificiel désigne normalement un bassin artificiel peu profond planté de macrophytes. Un bassin rempli d'un média poreux est désigné par le terme de marais artificiel à écoulement souterrain (figure 5.13); le média poreux peut être du sable, du gravier, un agrégat léger ou tout autre matériau adapté pour recevoir des macrophytes et ayant une conductivité hydraulique suffisante pour transporter l'eau horizontalement au niveau des racines. Les sols à grain fin comme le limon ou l'argile ne conviennent pas en raison de leur faible conductivité hydraulique induisant un risque élevé de remontée des flux et de court-circuitage du système, se traduisant par des performances réduites.

La géométrie d'un marais artificiel à écoulement souterrain est basée sur des calculs hydrauliques. Sous les climats froids, où les plantes ont une période de dormance saisonnière, un prétraitement aérobie est recommandé (Jenssen et al., 2005) pour obtenir une forte diminution de la DBO et de l'azote en période froide, et l'on utilise des systèmes plus profonds, pour que l'écoulement soit maintenu en partie basse lorsque la partie supérieure est gelée. Sous les climats tempérés froids, une profondeur de 1 m est recommandée, alors que sous les climats chauds, la profondeur est généralement de 0,4–0,6 m.

Les marais artificiels à écoulement souterrain conviennent bien pour le traitement des eaux ménagères. Les marais artificiels assurent une forte réduction de la DBO et de

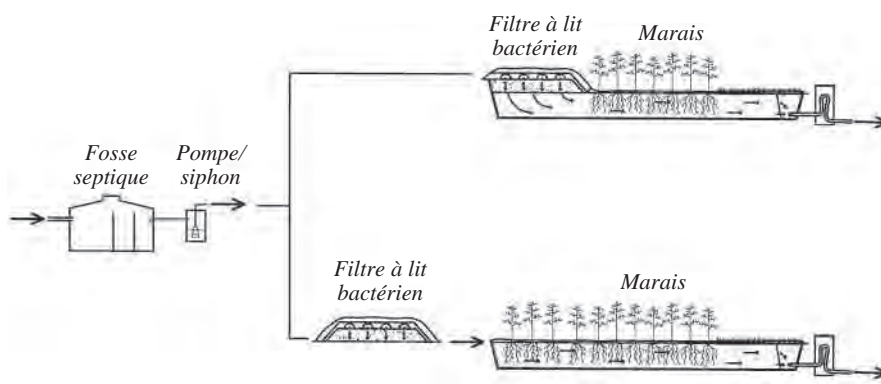


Figure 5.13

Marais artificiel à écoulement souterrain avec ou sans filtre à lit bactérien intégré (source : supports de formation de 2^e et 3^e cycle préparés par P. Jenssen & A. Heistad, Université agricole de Norvège, Aas, Norvège, 2000)

l'azote total; l'élimination du phosphore dépend de la capacité d'adsorption du média (Zhu, 1998). Les marais artificiels peuvent réduire significativement la charge pathogène et produire un effluent contenant moins de 1000 coliformes thermotolérants pour 100 ml (Jensen & Vråle, 2004; Jenssen et al., 2005). En règle générale, la réduction des agents pathogènes (et des coliphages somatiques) dépend de la nature et de la granulométrie du média poreux, et du temps de séjour. Les macrophytes peuvent aussi renforcer l'élimination (Franceys, Pickford & Reed, 1992). En utilisant un sable riche en fer et en ménageant un temps de séjour de plus d'une semaine, on a obtenu une réduction de 3 unités logarithmiques des bactéries indicatrices, et une réduction substantielle des virus.

Sous les climats chauds, où la dormance des plantes est courte, on peut construire des marais artificiels pour le traitement des eaux ménagères sans prétraitement par filtre à lit bactérien, et le système doseur (pompe et siphon) peut également être omis. Cependant, les filtres à lit bactérien permettent de réaliser des systèmes plus compacts (Jenssen & Vråle, 2004) pour les applications en milieu urbain.

Filtres à sable/marais artificiels à écoulement vertical

Le filtre à sable est une méthode éprouvée d'épuration des eaux usées, utilisée ces vingt dernières années en association avec des plantes (on parle alors de marais à écoulement vertical), et qui convient bien pour le traitement des eaux ménagères. L'écoulement des eaux est un écoulement vertical insaturé (comme dans le cas des filtres à sable sans plantes) et le traitement équivaut à celui obtenu en zone insaturée dans les systèmes par infiltration dans le sol. Comme dans les systèmes par infiltration, les performances d'épuration dépendent de la charge hydraulique et de la texture du sol, ainsi que de la chimie de surface des grains de sable. Les charges se situent habituellement entre 2 et 10 cm/jour. Dans des sables de granulométrie fine à moyenne, une réduction des bactéries indicatrices >3 unités logarithmiques peut être atteinte, la réduction de la DBO est >80% et les solides en suspension dans les effluents <5 mg/l (Jenssen & Siegrist, 1990). L'élimination des bactéries, des virus et du phosphore est améliorée si l'on utilise un sable riche en fer ou en oxydes d'aluminium. On améliore l'aération et on évite le court-circuitage si le filtre comporte des parois de sable inclinées de part et d'autre de la couche de graviers ou de la conduite de distribution (figure 5.14).

Filtres à lit bactérien

Les filtres à lit bactérien à écoulement vertical à un seul passage pour le prétraitement en amont des marais artificiels sont constitués d'agrégats légers de granulométrie comprise entre 2 et 10 mm, mais d'autres médias peuvent être utilisés comme support du biofilm sans que les performances en matière de réduction de la DBO en soient affectées (Jenssen et al., 2005). En Malaisie, il est suggéré d'utiliser de l'écorce de noix de coco broyée comme média pour les filtres à lit bactérien. Des taux élevés de réduction des bactéries indicatrices ont été observés en cas de filtration intermittente, les facteurs les plus importants étant le taux de charge hydraulique, la granulométrie du média et le temps de séjour (Stevik et al., 1998, 1999). Le prétraitement par filtre à lit bactérien aère les eaux ménagères et réduit la DBO et les bactéries, ce qui permet d'obtenir des taux de charge plus élevés pour les marais ou les systèmes à infiltration placés en aval (Heistad, Jenssen & Frydenlund, 2001). Pour des taux de charge jusqu'à 110 cm/jour, une réduction de la DBO >70% et une réduction des bactéries indicatrices ~5 unités logarithmiques ont été atteintes (Jenssen & Vråle, 2004). Une distribution uniforme de l'eau sur la surface du filtre peut être obtenue en utilisant des siphons, des augets basculeurs ou une pompe et une buse de pulvérisation.

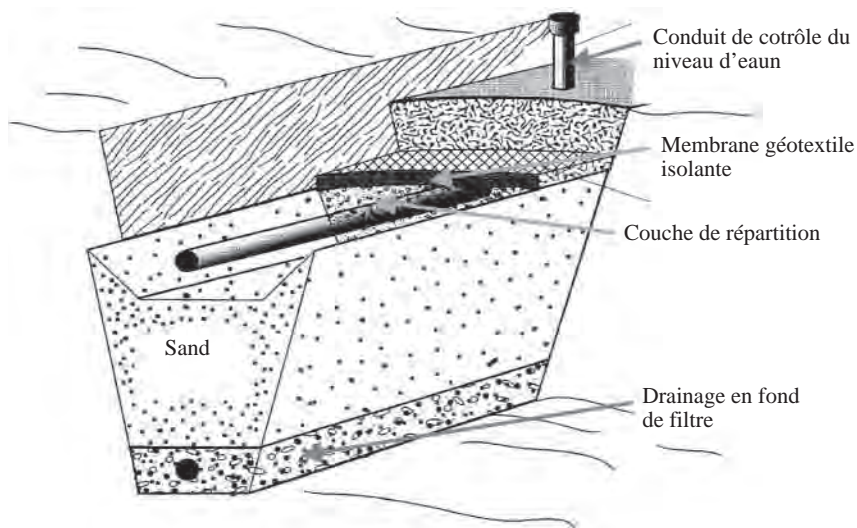


Figure 5.14

Conception d'un filtre à sable à parois de sable inclinées au niveau de la canalisation de distribution.

Lits de mulch et jardins filtrants

L'arrosage des plates-bandes à l'eau de vaisselle, les bassins de mulch et autres applications simples permettant d'utiliser directement les eaux ménagères ne nécessitent pas de prétraitement. Un lit de mulch doit être aménagé à proximité d'arbres, ou d'arbustes à baies ; on creuse un lit que l'on remplit de graviers, d'écorce ou de copeaux de bois. L'application et la conception doivent être telles que l'eau soit répartie uniformément sur toute la surface, selon les besoins des plantes. L'eau est généralement appliquée par gravité, mais un système sous pression peut également être utilisé.

Les jardins filtrants fonctionnent selon le même principe que les marais artificiels plantés. Contrairement aux lits de mulch, qui doivent être remplacés lorsque la matière organique est décomposée, les jardins filtrants sont des installations permanentes. Un prétraitement est recommandé pour éviter le colmatage, et l'épandage souterrain limite l'exposition des personnes travaillant dans les jardins.

Boues activées

Le procédé à boues activées n'a pas été beaucoup utilisé pour le traitement des eaux ménagères. Son efficacité sera probablement faible si les eaux ménagères ont une faible teneur en carbone biodégradable, comme l'a montré Gunther (2000). Les systèmes à boues activées doivent généralement être complétés par un autre traitement pour obtenir une réduction de plus de 3 unités logarithmiques des indicateurs fécaux.

Contacteurs biologiques tournants

En Allemagne, un système efficace utilisant des contacteurs biologiques tournants a été développé. Ce système compact peut être installé au sous-sol d'un immeuble, par exemple. Pour que la réduction des indicateurs fécaux soit supérieure à 3 unités logarithmiques, le système est équipé d'un dispositif de désinfection aux ultraviolets.

Filtration sur membrane

Le principe consiste à appliquer à une membrane semi-perméable une pression différentielle osmotique ou inférieure pour faire passer l'eau à travers la membrane (perméat) et retenir les solides dissous et les autres constituants capturés sur la membrane (rétentat). Les membranes sont souvent constituées de polymères organiques, mais de nouveaux types de polymères inorganiques ou de membranes céramiques ou métalliques sont actuellement développés. Les systèmes à membrane assurent la microfiltration, l'ultrafiltration, la nanofiltration ou la filtration osmotique inverse, qui correspondent à différentes tailles de particules. Les problèmes d'exploitation et de maintenance de ces systèmes de traitement sont liés à l'encrassement des membranes par accumulation de matières faisant obstacle à l'écoulement des fluides. L'osmose inverse est particulièrement sujette au blocage et requiert donc un prétraitement. Toutefois, la filtration sur membrane assure une réduction >6 unités logarithmiques du nombre de micro-organismes et peut être appliquée pour rendre une eau ménagère traitée propre à un usage domestique.

SURVEILLANCE ET ÉVALUATION DU SYSTÈME

La surveillance répond à trois objectifs : la validation, qui consiste à établir que le système est en mesure de répondre aux exigences de conception ; la surveillance opérationnelle, qui fournit des informations sur le fonctionnement des composantes du système faisant l'objet de mesures de protection sanitaire ; et la vérification, qui intervient habituellement en fin de processus (excreta et eaux ménagères traités, contamination des cultures, par exemple) et consiste à s'assurer que le système remplit les objectifs fixés.

Le moyen le plus efficace d'assurer un contrôle systématique de l'absence de risques liés aux systèmes à séparation de flux et à l'utilisation agricole des produits finals est de mettre en œuvre une démarche globale d'évaluation et de gestion des risques couvrant toutes les étapes du processus, depuis la génération et l'utilisation des excréta et des eaux ménagères jusqu'à la consommation des produits cultivés. Cette démarche, décrite dans le Cadre de Stockholm (voir le chapitre 2), s'appuie sur trois composantes essentielles : évaluation du système ; identification des mesures de prévention et des méthodes applicables pour en assurer le suivi ; élaboration d'un plan de gestion. L'évaluation du système et ses différentes composantes sont traitées au point 6.2.

L'ensemble des mesures de protection sanitaire mises en œuvre dans le cadre du schéma d'utilisation des excréta et des eaux ménagères doit faire l'objet d'une surveillance régulière permettant de s'assurer que le système continue de fonctionner efficacement. Toutefois, la surveillance, c'est-à-dire l'observation, l'inspection et la vérification, n'est pas suffisante en soi. Des dispositions institutionnelles doivent être mises en place pour que les données recueillies dans ce cadre fassent l'objet d'un retour d'information à celles et ceux qui mettent en œuvre les mesures de protection sanitaire. La structure du système de surveillance, propre à chaque site, peut avoir des dimensions et un fonctionnement variables, mais sa planification et sa gestion s'articulent toujours autour de quelques questions simples, et notamment :

- 1) Quelles sont les données à recueillir ?
- 2) À quelle fréquence et par qui ces données doivent-elles être recueillies ?
- 3) À qui les données de la surveillance doivent-elles être transmises ?
- 4) Quelles seront les décisions prises à partir des résultats de la surveillance ?
- 5) Comment ces décisions peuvent-elles être mises en œuvre ?

Il faut donc disposer de normes opérationnelles et de procédures de vérification permettant de comparer et d'évaluer les résultats de la surveillance. Les décisions peuvent être appliquées au niveau de l'utilisateur ou de la collectivité, ou par une agence responsable de la mise en œuvre ou de l'exploitation et chargée d'appliquer ou de faire appliquer les mesures correctives. Lorsque la surveillance est assurée par une instance chargée de faire appliquer la loi (ministère de la Santé, par exemple), celle-ci dispose de l'autorité nécessaire pour imposer le respect des normes de qualité et des autres dispositions réglementaires applicables.

6.1 Fonctions de surveillance

Les trois fonctions de la surveillance sont utilisées à des fins et à des moments différents. Le tableau 6.1 donne une brève description de chaque type de surveillance. La validation intervient en début de projet, lors du développement d'un nouveau système ou de l'adjonction de nouveaux procédés. Elle sert à vérifier ou à démontrer que le système est en mesure de remplir les objectifs spécifiés. La surveillance opérationnelle est pratiquée en routine pour établir si le système fonctionne conformément aux prévisions. Ce type de

Tableau 6.1 Définition des fonctions de surveillance

Fonction	Définition
Validation	Consiste à tester le système et ses différentes composantes pour démontrer qu'il est en mesure de remplir les objectifs spécifiés (en matière de réduction microbienne, par exemple). Doit être pratiquée lors de la mise au point d'un nouveau système ou en cas de modification du traitement.
Surveillance opérationnelle	Comprend la réalisation d'une séquence planifiée d'observations ou de mesurages pour évaluer si une mesure de prévention opère à l'intérieur des spécifications de conception. Ce type de surveillance privilégie les paramètres mesurables rapidement et facilement et capables d'indiquer si le système fonctionne correctement. Les données de la surveillance opérationnelle doivent aider les gestionnaires à prendre des mesures correctives pour prévenir l'apparition de dangers.
Vérification	Application de méthodes, procédures, tests et dispositifs d'évaluation, en plus des contrôles effectués dans le cadre de la surveillance opérationnelle, pour évaluer la conformité du système aux paramètres de conception et/ou vérifier le respect d'exigences spécifiées (évaluation de la qualité microbienne par la recherche d' <i>E. coli</i> ou d'oeufs d'helminthes, par exemple).

Source : adapté de NRMCC & EPHCA (2005).

surveillance repose sur des données simples (mode d'utilisation, durée de stockage, fonctionnalité, par exemple), pouvant être obtenues rapidement et permettant de prendre immédiatement les décisions nécessaires pour remédier à un éventuel problème. La vérification permet d'établir si le produit final (excreta, produits cultivés, notamment) est conforme aux spécifications en matière de qualité microbienne. Le recueil de données dans le cadre de la surveillance/vérification s'applique surtout aux systèmes à grande échelle, et ne devrait pas être pratiqué au niveau des ménages. Pratiqué périodiquement sur les systèmes à grande échelle, ce recueil de données n'a généralement pas pour objet de prévenir la survenue d'un danger, mais de mettre en évidence des tendances au cours du temps en établissant, par exemple, si l'efficacité d'un procédé ou d'un système s'améliore ou se dégrade.

6.2 Évaluation du système

La première étape dans la mise en place d'un système de gestion des risques est de constituer une équipe multidisciplinaire ayant une connaissance approfondie des différents aspects de la valorisation des excreta ou des eaux ménagères. Cette équipe comprendra par exemple des agronomes, des ingénieurs, des spécialistes de santé environnementale et des représentants des autorités de santé publique. Dans la plupart des cas, elle inclura aussi des représentants de diverses institutions, et elle devrait comporter des experts indépendants (universitaires, par exemple).

Pour gérer efficacement un système d'utilisation des excreta/des eaux ménagères, il faut être en mesure d'apprécier l'ampleur et le domaine de variation des dangers potentiels, les facteurs déterminant les niveaux de risque associés et la capacité des procédés, barrières et infrastructures existants à gérer les risques effectifs ou potentiels. Il faut en outre évaluer les moyens nécessaires pour atteindre les objectifs. Lorsqu'on planifie un nouveau système ou la modernisation d'un système existant, la première étape dans l'élaboration du plan de gestion des risques consiste à recueillir et à évaluer toutes les informations pertinentes disponibles et à étudier les risques pouvant survenir au cours de l'ensemble du processus. La figure 6.1 illustre les étapes successives de l'élaboration d'un plan de gestion des risques.

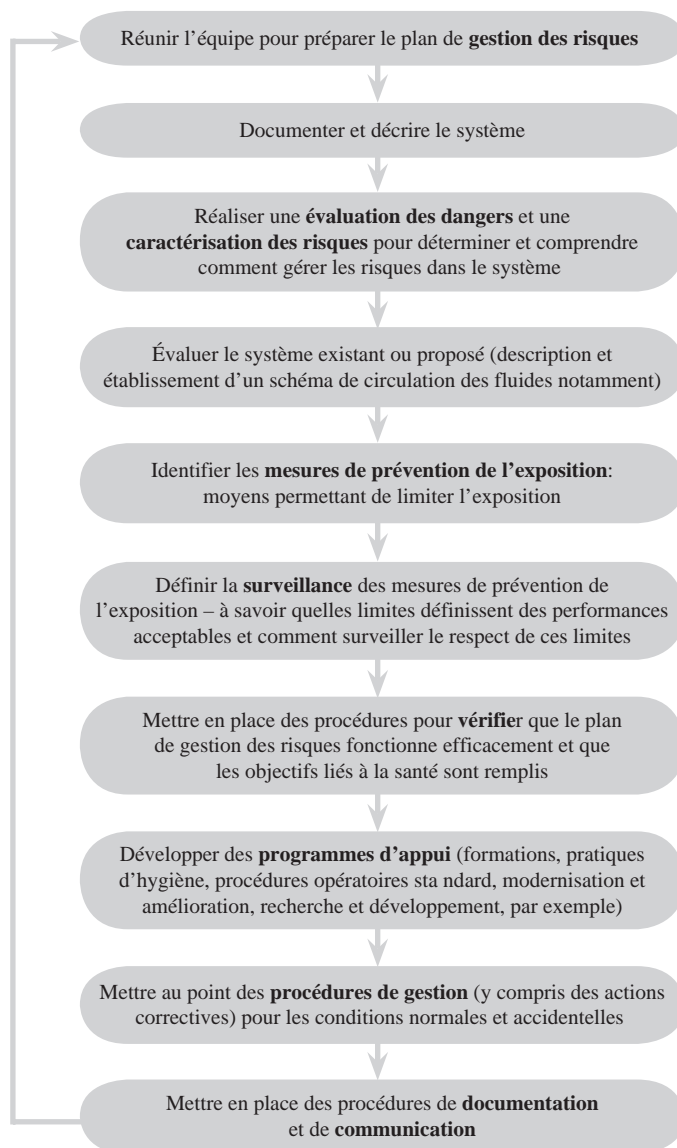


Figure 6.1
Mise au point d'un plan de gestion des risques (OMS, 2004a).

L'évaluation d'un système d'utilisation des excréta/des eaux ménagères peut être facilitée par l'établissement d'un schéma de circulation des flux. Un tel schéma fournit une vue d'ensemble du système, permettant notamment d'identifier les sources de dangers et les mesures de protection sanitaire à mettre en œuvre. Pour s'assurer de la pertinence du schéma, il faut le valider en le comparant visuellement aux caractéristiques du terrain. L'identification des dangers potentiels du système, associée aux informations relatives à

L'efficacité des mesures de prévention, sont les principaux éléments permettant d'évaluer si les objectifs liés à la santé peuvent être atteints grâce aux mesures de protection sanitaire mises en œuvre ou à l'amélioration de ces mesures. Il importe que tous les éléments du système soient considérés simultanément, et que les interactions entre ces éléments et leur influence sur le résultat global soient prises en compte.

■ **6.3 Validation**

La validation consiste à établir l'efficacité des mesures de prévention, tant individuellement que collectivement. Elle doit permettre de s'assurer que le système est capable de remplir les objectifs de réduction microbienne et les critères de conception fixés. Elle est utilisée pour tester ou justifier les critères de dimensionnement. Elle doit être réalisée avant la mise en place d'un nouveau processus de gestion des risques (pour le traitement des excreta et des eaux ménagères, l'épandage, la récolte des produits, par exemple), lors de la modernisation d'une composante du système (nouvelle technique de collecte au niveau des toilettes, par exemple) ou lors de l'introduction de procédures complémentaires (compostage ou élévation du pH des excreta, régimes d'irrigation par les eaux ménagères, par exemple). Elle peut aussi servir à tester différentes combinaisons de processus afin d'optimiser l'efficacité du processus global. La validation d'un système de traitement/stockage d'excreta sur site, par exemple, fournira des données sur le dépérissement de différents agents pathogènes intestinaux dans les conditions de traitement existantes (température, teneur en humidité, addition de chaux, etc.).

Elle peut être menée à l'échelle de l'installation ou à une échelle de test, en partant des données relatives au site, de données provenant d'autres installations, de la littérature scientifique, de la réglementation et de la législation, des organisations professionnelles, de données historiques ou de l'expérience des fournisseurs. Ces éléments peuvent être comparés à/complétés par des évaluations réalisées en laboratoire ou à l'échelle pilote, sur les composantes ou sur l'ensemble du système, dans les conditions prévalant sur le terrain, en tenant compte des variations saisonnières. La validation ne sert pas à la gestion du système au jour le jour; elle peut donc faire appel à des paramètres ne se prêtant pas à la surveillance opérationnelle (OMS, 2004a).

■ **6.4 Surveillance opérationnelle**

Les mesures de prévention sont des actions mises en œuvre au sein du système pour prévenir, réduire ou éliminer la contamination, et identifiées dans le cadre de l'évaluation du système. Elles comprennent notamment des mesures de traitement/stockage des excreta sur site, le port d'équipements de protection individuelle lors de la vidange, des modalités d'épandage des déchets, ou le respect de délais suffisants entre l'épandage et la récolte. Si l'ensemble de ces mesures opère efficacement, elles doivent permettre d'atteindre les objectifs fixés en matière de protection de la santé.

La surveillance opérationnelle consiste à réaliser des observations et des mesures planifiées pour évaluer si les mesures de prévention fonctionnent correctement dans le système d'utilisation des excreta et des eaux ménagères. Il est possible de fixer des limites correspondant aux mesures de prévention (durée minimale de stockage, température et autres paramètres de compostage, etc.), de contrôler le respect de ces limites et de prendre éventuellement des actions correctives, en cas d'écart constaté, avant que la contamination ne touche l'ensemble du système. La surveillance opérationnelle doit porter sur des paramètres permettant de détecter l'aggravation du risque de survenue d'un danger. Elle est facilitée par le choix de paramètres simples, pouvant être mesurés rapidement. Ce type de contrôles peuvent être réalisés facilement au niveau d'une communauté, par un

comité de village, un agent municipal, etc. Des exemples de paramètres pouvant faire l'objet de la surveillance sont présentés au tableau 6.2.

La périodicité de la surveillance opérationnelle dépend de la nature des mesures de prévention. Si la surveillance fait apparaître qu'une limite n'est pas respectée, il est possible qu'un danger se manifeste. En ce qui concerne le traitement des excréta, la surveillance de la durée et de la température de stockage fournit des indications sur le degré d'inactivation des agents pathogènes. Autres paramètres faciles à surveiller, la méthode de vidange (que ce soit pour les unités sur site ou pour les boues fécales), le système de transport, ou encore le respect des délais entre l'épandage et la récolte. Pour un système d'eaux ménagères, la contamination fécale croisée et la mise en œuvre d'un traitement approprié sont des aspects essentiels. Dans le cas des systèmes de traitement des eaux ménagères à ciel ouvert, la surveillance portera en outre sur les mesures destinées à limiter la prolifération des moustiques. Pour les boues fécales, l'ajout inconsidéré de produits chimiques peut justifier un contrôle. Dans la plupart des cas, la surveillance opérationnelle repose sur des observations ou des tests simples et rapides, plutôt que sur des analyses microbiennes ou chimiques. Ces analyses sont généralement effectuées dans le cadre des activités de validation et de vérification, plutôt que dans celui de la surveillance opérationnelle. La surveillance doit être menée de manière à fournir des données statistiquement exploitables (échantillons dupliqués, par exemple); elle a pour objectif de maîtriser les dangers les plus importants et peut fournir des informations permettant d'ajuster les mesures de protection sanitaire. Le programme de surveillance doit être conçu pour être applicable avec les moyens techniques et financiers disponibles, quelle que soit la situation. L'objectif est d'assurer en temps utile le suivi des mesures de prévention, selon un plan d'échantillonnage logique, afin de limiter le plus possible les impacts négatifs sur la santé publique (OMS, 2004a).

6.5 Surveillance/vérification

La vérification consiste à utiliser des méthodes, des procédures ou des tests complémentaires de celles et ceux mis en œuvre dans la surveillance opérationnelle, pour déterminer si les performances du système d'utilisation des excréta/des eaux ménagères sont conformes aux objectifs fixés, exprimés à travers les objectifs liés à la santé, et/ou si le système doit subir des modifications ou une nouvelle validation.

En ce qui concerne les objectifs de réduction microbienne, la vérification comprendra généralement des analyses microbiennes. Celles-ci s'appliquent principalement à la fraction fécale/aux boues fécales et aux eaux ménagères, dans les systèmes à séparation de flux, mais pas directement à la fraction urinaire, dont l'analyse donne généralement un dépérissement trop rapide de *E. coli* pour que les résultats soient utilisables à des fins de surveillance. Les analyses portent sur les micro-organismes utilisés comme indicateurs fécaux; dans certaines circonstances, la vérification peut aussi comporter l'évaluation de la densité de certains agents pathogènes (œufs d'helminthes, par exemple).

La vérification de la qualité microbienne peut être assurée par des agences de santé publique locales. Les procédures de vérification comportent des tests, effectués soit après le traitement, soit au point d'épandage ou d'utilisation. La vérification de la qualité microbienne des déchets comprend souvent la recherche d'*E. coli*. Bien qu'*E. coli* soit un indicateur utile, il présente certaines limites, car son absence n'indique pas nécessairement l'absence d'autres agents pathogènes. Dans certaines circonstances, il peut être souhaitable de sélectionner des micro-organismes plus résistants, tels qu'*Ascaris* ou des bactériophages (virus infectant des bactéries), comme indicateurs d'autres groupes microbiens, et d'intégrer ces données à une évaluation des risques microbiens du système.

Tableau 6.2 Paramètres de validation, de surveillance opérationnelle et de surveillance/vérification pour différentes mesures de prévention

Mesures de prévention (les nombres renvoient aux points de contrôle de la figure 6.2)	Exigences pour la validation	Paramètres de surveillance opérationnelle et mesures techniques	Surveillance/vérification
Traitement des excréta et des eaux ménagères	Efficacité des procédés de traitement pour inactiver/éliminer les agents pathogènes et les organismes indicateurs (<i>E. coli</i> , œufs de trématodes, autres helminthes, <i>Ascaris</i> , par exemple)	Paramètres reflétant l'efficacité du traitement, de la conception, des mesures visant à limiter la transmission par des vecteurs et la transmission secondaire et à réduire les risques de contact pour le personnel	Pour les fèces et les eaux ménagères: <i>E. coli</i> , œufs d'helminthes (<i>Ascaris</i>) Pour l'urine: contamination fécale croisée
I. Toilettes	Efficacité des mesures de réduction des entérobactéries, des virus et des parasites	Conception facilitant le nettoyage, chambre de collecte surélevée et/ou étanchéifiée (pas d'infiltration dans les eaux souterraines ou l'environnement), mesures contre la prolifération de mouches (couvercle bien ajusté, grille au niveau du conduit de ventilation) Mise à disposition d'eau propre et de savon pour le lavage des mains	Vérifier la conformité de la construction et de l'utilisation
II. Traitement primaire, collecte et transport	Contact direct réduit avec des matières insuffisamment traitées	Durée de stockage suffisante dans les toilettes à double voûte Cendre, chaux ou autres mesures de réduction des micro-organismes dans les toilettes Mécanismes de collecte et de transport réduisant le contact (réservoirs amovibles, par exemple) Gants, lavage des mains, protection individuelle	Vérifier la conformité des méthodes de manutention et de traitement
III. Traitement	Contact direct réduit avec des matières insuffisamment traitées, prévention de la contamination environnementale	Choix de sites adaptés; traitement en systèmes clos; signalisation en place Port de gants et de vêtements de protection; lavage des mains; limitation des contacts dans les zones de traitement	Vérifier la conformité des méthodes de manutention et de traitement

Promotion de la santé et de l'hygiène	Test des supports de promotion avec des groupes d'acteurs ciblés	Programmes locaux mis en œuvre Supports de promotion disponibles Intégration aux programmes d'enseignement	Sensibilisation de groupes d'acteurs clés aux problèmes de santé et d'hygiène Amélioration des pratiques
IV. Traitement secondaire – utilisation, fertilisation	Contact direct réduit avec des matières insuffisamment traitées, prévention de la contamination environnementale	Port de gants Lavage des mains Matériel utilisé	Agriculteurs dûment informés lors de l'utilisation des excreta Matériel spécifique disponible
V. Champ fertilisé	Délai nécessaire au dépérissement des agents pathogènes, selon les conditions climatiques et les agents pathogènes/ les indicateurs, entre l'épandage des déchets et la récolte, pour réduire la contamination à un minimum	Incorporation des excreta dans le sol Information et signalisation Éviter une fertilisation excessive	Analyser la contamination des plantes
VI. Restrictions relatives aux cultures/produits fertilisés	Enquête auprès des consommateurs pour identifier les produits consommés après une cuisson poussée Analyse de la qualité marchande de divers produits/espèces Viabilité économique de cultures non destinées à la consommation humaine Récolte, transport, commercialisation Consommation Contamination des mains, ustensiles de cuisine, aliments	Pratiques de récolte et de transport Délai entre la fertilisation et la récolte Types de produits cultivés dans des zones où sont utilisés les excreta Produits cuits avant consommation	Tester les excreta/eaux ménagères pour vérifier la conformité aux objectifs de réduction microbienne de l'OMS Méthodes adaptées pour la préparation et la cuisson des aliments Hygiène domestique et alimentaire Lavage des mains



Figure 6.2

Eléments d'un système de surveillance des excreta

6.6 Systèmes à petite échelle

La validation, la surveillance opérationnelle et la surveillance/vérification sont des étapes importantes pour identifier et limiter les problèmes de santé publique pouvant résulter de l'utilisation agricole d'excreta et d'eaux ménagères. Dans certains cas, cependant, il est difficile d'assurer la surveillance de ces pratiques, car elles interviennent dans le cadre de l'agriculture de subsistance et d'installations à petite échelle, très disséminées, ou ont un caractère indirect et informel (zones urbaines, exploitation à petite échelle, par exemple). De plus, et à titre de comparaison, la défécation en plein air est fréquente, et l'utilisation des eaux usées en agriculture se pratique pour une large part de manière informelle et indirecte (irrigation avec des eaux de surface contaminées sur le plan fécal, par exemple). Les pays et les autorités locales disposent parfois d'un budget limité pour valider et surveiller ces applications et doivent donc développer des programmes de validation et de surveillance en fonction des problèmes de santé publique les plus importants, de la disponibilité de personnel qualifié et de l'accès aux techniques de laboratoire.

En présence de très nombreuses applications à l'échelle des ménages, les autorités nationales de santé publique ou de sécurité sanitaire des aliments peuvent choisir de valider les mesures de protection sanitaire au niveau d'un site de recherche central, puis de diffuser les informations aux acteurs concernés en élaborant par exemple des recommandations destinées à être adoptées au niveau local, en s'appuyant sur les agents de santé publique de proximité, des comités locaux, des associations de protection de la santé, ou encore des ateliers à l'intention des acteurs locaux. Pour les systèmes à petite échelle, la surveillance opérationnelle se limitera à une inspection visuelle et à des audits de sécurité, sans que soient exigés des examens de laboratoire complexes ou coûteux.

La surveillance/vérification est parfois plus facile à mener. L'utilisation des données de santé publique sur les maladies à transmission féco-orale, la schistosomiase, les helminthiases intestinales ou d'autres maladies importantes localement devraient être utilisées pour adapter au cas par cas les mesures de protection sanitaire.

■ 6.7 Autres types de surveillance

Il convient de contrôler périodiquement la contamination microbienne des cultures fertilisées. On recherchera dans les produits la présence d'*E. coli* et d'œufs d'helminthes, lorsque la nature des dangers le justifie.

La mesure directe de certains effets sur la santé (infections diarrhéiques, infestation helminthique, schistosomiase et affections transmises par des vecteurs, notamment) est possible et peut être réalisée périodiquement dans les populations exposées. Ce point est examiné au chapitre 2, dans le contexte du Cadre de Stockholm.

Le comportement humain est un déterminant-clé dans la transmission des maladies liées aux excréta. La faisabilité d'une modification de certains modèles comportementaux en vue d'optimiser la sécurité lors de la mise en place de schémas d'utilisation des excréta ou des eaux usées, ou de réduire la transmission des maladies dans le cadre de schémas existants, ne peut être évaluée que si l'on comprend bien les valeurs culturelles attachées aux préférences sociales qui déterminent les comportements et les pratiques. La variabilité des croyances culturelles est telle, entre les différentes parties du monde, qu'il ne faut pas penser que l'on puisse transposer facilement d'un endroit à un autre des pratiques d'utilisation des excréta et des eaux usées qui sont apparues dans un contexte donné; une évaluation précise du contexte socioculturel est nécessaire dans tous les cas. Cependant, il semble qu'il y ait une corrélation positive entre les traditions d'utilisation des «déchets» dans certaines sociétés et la densité de population. C'est ce que l'on a appelé «l'impératif nutritionnel». Les sociétés qui utilisent ou ont utilisé jusqu'à une période récente des excréta dans l'agriculture ou l'aquaculture sont aussi celles où la densité de population est la plus forte : Europe, Inde, Chine, Viet Nam et Asie du Sud-Est (Edwards, 1992).

Aux différences culturelles s'ajoutent les normes et pratiques des groupes sociaux dans le domaine de l'excrétion, qui varient avec l'âge, le genre, l'éducation, la classe sociale, la religion, le statut marital, l'emploi et la capacité physique (Tanner, 1995). Les changements sociaux peuvent exercer une pression sur les attitudes et les normes, selon ce qui est considéré comme moderne ou à la mode, ou selon les usages empruntés à un nouvel environnement (Drangert, 2004b). Elles peuvent aussi évoluer avec les avancées technologiques ou la modernisation des structures et des modes de gouvernance. On traitera dans ce qui suit des aspects socioculturels de l'utilisation des excréta et des eaux ménagères.

7.1 Perceptions de l'utilisation des excréta et des eaux ménagères

La société humaine a développé différentes réponses culturelles à l'utilisation d'excréta non traités, allant de l'aversion à l'inclination en passant par la désaffection ou l'indifférence. La plupart des religions édictent des recommandations sur la gestion des excréta et ont marqué de leur empreinte les perceptions des individus. Des aspects culturels, physiques et sociaux conditionnent également la façon dont est perçue leur utilisation.

En Afrique, en Amérique et en Europe, l'utilisation d'excréta frais est généralement envisagée avec réticence. Cependant, le conditionnement pousse ceux qui s'occupent d'enfants ou de personnes âgées à considérer leurs fèces comme inoffensives, et il en va de même de l'attitude de chacun vis-à-vis de ses propres fèces. Les produits fertilisés avec des excréta bruts sont considérés comme souillés ou salis, mais dans bien des pays, de larges secteurs de l'agriculture utilisent des eaux usées brutes comme engrais, sans que les consommateurs y trouvent à redire (voir le volume II des Directives). Les réactions de rejet sont moins tranchées en ce qui concerne le compost dérivé d'excréta ou les boues d'épuration, couramment utilisés dans l'agriculture, l'horticulture et la mise en valeur des sols.

En Asie en revanche, les excréta humains frais sont utilisés dans l'agriculture et l'aquaculture depuis des milliers d'années. Cette pratique, socialement cohérente avec les traditions japonaise et chinoise de frugalité, reflète une appréciation économique de la fertilité du sol. Celle-ci s'est développée en réponse à la nécessité de nourrir des populations nombreuses sur une surface limitée de terres cultivables, ce qui impose d'utiliser toutes les ressources de fertilisants disponibles. Au Japon, cependant, l'accès à

des fertilisants chimiques peu coûteux a fait évoluer les pratiques (Ishikawa, 1998). L'utilisation d'excreta frais comme fertilisants va souvent de pair avec l'habitude de cuire systématiquement les aliments, et d'éviter de manger des légumes crus, ce qui réduit le risque de transmission d'affections.

Dans l'Islam, le contact direct avec les excreta est abhorré; selon la loi coranique, les excreta sont considérés comme contenant des impuretés (*najassa*). L'utilisation d'excreta n'est autorisée que si les *najassa* ont été éliminées (Faruqui, Biswas & Bino, 2001). Par conséquent, l'utilisation agricole d'excreta non traités ne serait pas tolérée et il serait vain de vouloir faire évoluer ce point de vue. En revanche, l'utilisation des excreta après traitement serait acceptable si le traitement est de nature à éliminer les *najassa* – par compostage thermophile, par exemple, qui produit une substance proche de l'humus et dont ni l'aspect ni l'odeur ne rappelle la matière d'origine. Les eaux usées peuvent être utilisées pour l'irrigation à condition que les impuretés (*najassa*) présentes dans les eaux usées non traitées soient éliminées. Des eaux usées non traitées sont néanmoins utilisées dans certains pays musulmans, dans des régions souffrant d'une extrême pénurie d'eau; il s'agit généralement de l'eau des oueds (cours d'eau éphémères du désert), mais cette utilisation est liée à une nécessité économique, et non à un choix culturel.

Dans de nombreux pays, les équipements sanitaires produisant des excreta frais (latrines à seau, par exemple) sont actuellement remplacés par des équipements qui n'en produisent pas (toilettes à chasse rudimentaire). Cette tendance fait l'objet d'une promotion active par de nombreux gouvernements, qui installent ce type de toilettes, des toilettes à FVA et des toilettes à dérivation d'urine. L'objectif n'est pas seulement de protéger la santé, mais aussi de répondre à une « demande de la société, qui souhaite qu'il soit mis fin à cette pratique avilissante qui consiste à faire transporter des matières de vidange par des êtres humains » (Venugopalan, 1984). Du point de vue de la prévention des maladies transmises par les excreta, on ne peut que s'en féliciter, car les risques pour la santé s'en trouvent considérablement réduits. La façon dont l'urine est perçue est rarement documentée, mais elle suscite généralement peu d'inquiétude. L'urine était traditionnellement appliquée sur les blessures, ou utilisée comme insecticide contre le charançon de la banane en Afrique de l'Est, par exemple. Comparée aux fèces brutes, la matière fécale séchée et compostée a une apparence très différente, proche de celle de la terre, et ne suscite donc pas le même rejet. Elle est inodore, et sa couleur brun terre évoque un produit d'amendement du sol. On trouve peu de témoignages d'un refus lié à des motifs culturels de manipuler des matières fécales correctement compostées.

Les pratiques et les perceptions liées à l'utilisation des eaux ménagères n'ont guère été étudiées. En règle générale, l'élimination des eaux ménagères suscite peu d'inquiétude, et l'on ne se pose guère de question sur leur gestion. Le sentiment qui prévaut est que cette eau provenant de la douche, du lavabo ou de l'évier peut être sale, mais non dangereuse. Les eaux ménagères ne contiennent que de faibles quantités d'excreta fécaux, sauf si elles sont utilisées pour laver des couches ou pour la toilette anale; elles diffèrent donc des eaux usées ordinaires et ne font l'objet d'aucun interdit religieux.

Une pratique courante, dans les régions équipées de toilettes à chasse d'eau mais où la fourniture d'eau est fréquemment interrompue, est de récupérer les eaux ménagères de la machine à laver et de la douche pour les utiliser comme eau de chasse. Dans les régions connaissant des pénuries d'eau, les habitants débranchent parfois les conduits d'évacuation des eaux ménagères et utilisent celles-ci pour arroser leur jardin en périodes de restriction. Dans certaines régions de l'Inde, les villageois payent une partie du lait qu'ils achètent avec leurs eaux ménagères du jour (H.C. Sharatchandra, communication individuelle).

Les excreta et les eaux ménagères traités suscitent apparemment beaucoup moins d'objections que les produits non traités, et se prêtent mieux, d'un point de vue socio-esthétique, à une utilisation agricole. Les agriculteurs, les collectivités et les services publics devraient donc prendre des mesures pour traiter ou gérer l'urine, les fèces et les eaux ménagères, ou un mélange de ces produits.

Des mesures de conception technique permettent de réduire le contact avec les excreta et les eaux ménagères, ainsi que la gêne olfactive et visuelle qu'ils peuvent susciter. La conception et l'évolution technique des installations d'assainissement sur site peuvent les rendre inodores, inidentifiables et parfaitement acceptables d'un point de vue socioculturel. Les eaux ménagères peuvent être rejetées dans une cour, dans un lit de mulch ou une conduite d'irrigation en sous-sol. L'urine peut être stockée dans un réservoir relié à un dispositif d'arrosage du jardin. La matière fécale et le papier hygiénique peuvent être compostés.

En règle générale, les exploitants agricoles ont une vision positive de la valorisation de l'urine et de la matière fécale comme fertilisants, et peuvent choisir de les utiliser sur des cultures peu sensibles aux réactions du marché.

Les structures de gestion peuvent comporter des mesures incitant les résidents et/ou les gardiens à prendre en charge la surveillance et la maintenance opérationnelle des systèmes d'assainissement. Il faut trouver un juste milieu entre la dissimulation du système et les mesures d'incitation contribuant à sa bonne utilisation et à sa durabilité. L'utilisation des excreta et des eaux ménagères peut être rendue sûre et acceptable par une combinaison d'aménagements techniques et de mesures de gestion. L'idéal est un système simple à exploiter et excluant, si possible, les risques de dysfonctionnement. Il doit être plus facile de suivre les bonnes procédures que d'en appliquer de mauvaises.

■ 7.2 Déterminants liés aux aliments

Fondée sur des croyances, des données culturelles, des tabous et des traditions, la perception des aliments est de plus en plus influencée par la communication de masse. Les habitudes alimentaires se forment dans un contexte social et économique donné. Transposées dans un contexte différent, elles peuvent être inadaptées, voire dangereuses pour la santé. Les populations rurales ou indigènes s'installant en zone urbaine, les travailleurs migrants, les touristes, les réfugiés, tendent à maintenir leurs habitudes alimentaires, alors même que les conditions de production, de préparation ou de traitement des aliments ne s'y prêtent pas (OMS, 1995).

Les caractéristiques proprioceptives d'un aliment, l'anticipation des conséquences de son ingestion et ce que l'on sait de sa nature ou de son origine sont autant d'éléments qui influent sur les choix alimentaires, mais la réponse hédonique – j'aime / je n'aime pas – est le déterminant majeur (OMS, 1995).

■ 7.3 Changements de comportements et facteurs culturels

La multiplication et la sophistication croissante des biens de consommation, depuis les détergents jusqu'aux produits pharmaceutiques, font qu'il est de plus en plus difficile pour les consommateurs de savoir ce qu'ils rejettent après usage. Le traitement en bout de chaîne ne permet pas toujours de réduire la pollution à des niveaux acceptables et se révèle souvent coûteux. La Commission européenne élabore à l'heure actuelle une procédure visant à imposer aux fabricants de faire la preuve que leurs produits ne sont pas nocifs pour l'homme et l'environnement (Programme REACH, UE, 2005). Ce dispositif diffère du système actuel, dans lequel il incombe aux autorités de prouver l'existence d'un risque. Pour simplifier le traitement et améliorer la qualité des ressources récupérées,

il est courant de collecter et de traiter séparément les différents flux de déchets solides et liquides. Dans le cas des systèmes d'assainissement, cela exige généralement des utilisateurs des changements de comportement. Pour que ces changements soient effectifs, il faut qu'ils répondent aux besoins et aux attentes immédiats des utilisateurs. Les tentatives de réduire les risques pour la santé en modifiant les pratiques d'utilisation des excréta sont généralement bien acceptées socialement et ont de bonnes chances de réussir si elles impliquent des changements mineurs et socialement peu importants. Les tentatives de faire évoluer les préférences sociales sont généralement vouées à l'échec.

Il est parfois difficile de modifier des comportements ancrés dans la routine. Ainsi, renoncer à rejeter l'eau de lavage des couches sur la pelouse peut présenter des difficultés si aucune autre solution praticable n'est proposée. Toutefois, comme c'est souvent le cas, une simple amélioration technique consistant par exemple à faire s'écouler l'eau dans un lit de mulch peut aider à résoudre le problème de contamination potentielle.

Des études sur les différentes solutions d'assainissement proposées dans des quartiers résidentiels montrent que les habitants peuvent être disposés à prendre en charge de nouvelles responsabilités pour des motifs liés à la protection de l'environnement. Chez les utilisateurs cependant, des critères tels que la protection de l'intimité, la facilité d'utilisation, le coût et la simplicité de la construction et de la maintenance jouent souvent un rôle plus important, dans le choix du système, que la protection de la santé humaine ou de l'environnement (Guzha & Musara, 2004 ; Holden, Terreblanche & Muller, 2004). L'absence de mouches et d'odeurs dans les toilettes à dérivation d'urine correctement entretenues, ainsi que le caractère permanent de ces structures, qui permettent de les installer dans la maison, ont largement contribué à leur généralisation dans certaines régions d'Afrique du Sud, où elles sont considérées comme une solution d'assainissement moderne (Drangert, 2004a).

Les comportements ont rapidement évolué, dans l'utilisation des toilettes, lorsque la récupération et l'utilisation des excréta et/ou des eaux ménagères étaient imposées par des données locales spécifiques (nécessité d'améliorer l'assainissement ou besoin de fertilisants, de produits d'amendement ou de biogaz) (Wirbelauer, Breslin & Guzha, 2003). L'environnement physique (nappe phréatique peu profonde, inondations fréquentes, terrains rocheux où le creusement de tranchées représente un coût élevé, par exemple) peut constituer un obstacle au choix de solutions d'assainissement classiques ; les toilettes sèches à dérivation d'urine constituent dans ce cas une solution d'assainissement moins coûteuse. Pour les zones d'estuaires et les zones saturées d'eau habitées par des populations urbaines pauvres, il existe des solutions techniquement adaptées et socialement acceptables. Dans les régions sèches et arides, l'utilisation des eaux ménagères et des excréta, permettant le développement d'une agriculture urbaine, peut inciter à améliorer l'assainissement, comme on a pu le démontrer en Afrique de l'Ouest.

L'amélioration de la santé publique devrait toujours aller de pair avec la promotion de l'hygiène domestique et individuelle, par l'éducation et la modification des comportements. Dans les systèmes d'utilisation des excréta, les personnes les plus exposées sont celles qui épandent les excréta sur les cultures, ainsi que leurs familles, les commerçants qui vendent les produits, les consommateurs des produits, et les personnes qui ont accès aux zones où sont utilisés les excréta (Kochar, 1979). Une série de comportements peuvent être fixés comme objectifs pour protéger la santé publique.

La première étape consiste à améliorer les installations d'assainissement et à convaincre les personnes de les utiliser correctement. Il importe également de faire la démonstration des avantages, en termes de santé publique, d'un traitement ou d'un stockage correct des excréta avant leur utilisation comme fertilisants. La sensibilisation des

habitants et des agriculteurs sera plus efficace si des données concrètes sont fournies sur les effets des mesures préconisées, et si un retour d'information a lieu sur la modification des pratiques. L'accent doit être mis sur les mesures concrètes correspondant au but recherché, et sur la nécessité de faire «ce qu'il faut» de façon appropriée (efficacité).

Des mesures d'éducation peuvent être mises en place en milieu scolaire (information sur les risques d'infestation par les helminthes, leur cycle de vie, les mesures de prévention de la transmission, par exemple). Inciter les travailleurs à porter des vêtements de protection (bottes et gants en caoutchouc, par exemple) lors de la récolte et de la manipulation des produits permet de réduire l'exposition aux agents infectieux, et l'amélioration des pratiques d'hygiène (lavage des mains !) lors de la manipulation, du transport et de la préparation des produits est essentielle. Les populations doivent être informées des risques liés au contact avec des excréta non traités. Il est conseillé de travailler en lien direct avec les agriculteurs en ce qui concerne les restrictions relatives aux produits cultivés sur des terres fertilisées aux excréta.

Dans bien des cas, il est possible de lier les actions d'éducation visant à obtenir une évolution des comportements en matière d'hygiène à des programmes de vulgarisation et à des actions de proximité dans le domaine de la santé en milieu agricole (Blumenthal et al., 2000). Cependant, les chances de réussite des interventions sanitaires sont plus grandes si l'accent est mis sur un petit nombre de comportements spécifiques et sur les raisons culturelles pouvant inciter à une meilleure hygiène, plutôt que sur des objectifs de protection de la santé (Curtis & Kanki, 1998; Blumenthal et al., 2000). L'acceptation d'une modification des pratiques sanitaires est favorisée lorsque l'occasion est offerte aux utilisateurs d'identifier leurs propres problèmes et qu'un large choix de systèmes d'assainissement leur est proposé. La conviction passe aussi par la possibilité de voir par soi-même, pour surmonter les réticences liées à certains systèmes, comme on a pu le constater en offrant la possibilité de faire un essai chez des voisins ou des proches. Les équipements et les méthodes de traitement utilisés, les exigences de maintenance, ainsi que la nature et la forme des produits recyclés doivent être adaptés aux moyens économiques disponibles, tout en étant socialement et culturellement acceptables. Le meilleur moyen de remplir ces conditions est d'obtenir la participation active de tous les intéressés au stade de la planification, comme le préconise la méthode PHAST (voir le point 11.2.1; WHO, UNDP & WSP, 1997; OMS, 2004a).

La capacité des collectivités et des individus à envisager la collecte, le traitement et l'utilisation des eaux ménagères et des excréta varie considérablement d'un pays à l'autre, et au sein d'une même société. Alors que chez les agriculteurs pauvres, qui n'ont pas accès aux fertilisants, l'utilisation des excréta dans l'agriculture est souvent bien connue et acceptée, les fonctionnaires municipaux auxquels on expose cette possibilité ont parfois des difficultés à l'accepter et arguent souvent du fait que leurs administrés ne voudront pas appliquer ce type de mesures.

■ 7.4 Aspects relatifs à la praticité et à la dignité humaine

Le confort et la simplicité d'utilisation et de fonctionnement des installations d'assainissement, en particulier le degré d'intimité et de sécurité, se sont révélés déterminants pour les utilisateurs. Les coûts de construction et de maintenance des installations sont également un facteur important. Bon nombre d'utilisateurs qui sont passés des latrines à fosse ou à FVA à un système à dérivation d'urine apprécient le niveau de confort, comparable, selon eux, à celui des toilettes à eau. Lorsqu'elles sont installées à demeure, dans la maison, elles sont plus faciles à utiliser jour et nuit et assurent la sécurité des femmes et des jeunes filles, qui seraient exposées au risque de harcèlement sexuel si elles devaient

utiliser des toilettes à l'extérieur. Les structures permanentes, à l'intérieur du foyer, sont largement préférées, et constituent même un symbole de statut social dans certaines régions. Elles peuvent être aménagées pour permettre différentes pratiques de toilette anale (Drangert, 2004a).

L'un des principaux inconvénients liés à ces systèmes est la nécessité de manipuler les fèces. Il importe de limiter l'exposition au cours de cette opération. Cette activité a une incidence sur l'estime que la communauté accorde à ceux qui la pratiquent. Dans certaines régions d'Afrique australe, la collecte et l'utilisation des excréta de personnes extérieures à la famille font l'objet d'un jugement négatif. Cependant, un exemple, en Afrique du Sud, montre que des incitations économiques peuvent rendre cette pratique acceptable (Drangert, 2006). Dans cet exemple, les fèces séchées sont collectées par un sous-traitant appointé par les habitants. Il est donc perçu comme un prestataire de services. Il gère, quant à lui, un commerce profitable de valorisation des nutriments et de revente des produits traités aux habitants.

La manipulation des excréta est étroitement liée à la notion de dignité. Dans certaines sociétés, ceux qui manipulent les excréta ou les eaux usées sont considérés comme « impurs », et ce travail est souvent réservé à des personnes vivant en marge de la société, au plus bas de l'échelle sociale. C'est le cas des intouchables (dalits) en Inde, bien que la plupart des États aient adopté dans les années 1980 des lois interdisant cette discrimination. L'une des tâches qui leur sont confiées est l'élimination manuelle des excréta humains. Dans le cas des systèmes d'assainissement classiques, ce mode de manipulation des fèces ou des eaux usées non traitées peut présenter des risques pour la santé. Ce travail comporte la vidange de seaux ou de fosses, ou le débouchage de réseaux d'eaux usées, souvent sans vêtements de protection appropriés. Les systèmes conçus pour le traitement des excréta sur site permettent de réduire les expositions aux fèces non traitées et créent de meilleures conditions de travail dans le secteur de l'assainissement.

Les installations d'assainissement à dérivation d'urine préservent l'intimité et sont faciles à utiliser ; elles sont donc considérées comme une solution sûre, assurant la protection et la promotion de la dignité humaine. Il faut veiller à ce qu'elles soient conçues de façon à répondre aux besoins de la majorité de la population adulte, mais aussi à ce qu'elles soient accessibles et utilisables pour les enfants, les personnes âgées et les handicapés, et à ce que la dignité de ces différents groupes soit protégée. Leur installation à l'intérieur du foyer peut y contribuer.

7.5 Questions de genre dans l'utilisation des excréta et des eaux ménagères

Si, dans la plupart des régions, ce sont les hommes qui construisent les latrines, les femmes sont quant à elles chargées de les nettoyer et de les maintenir en état. Les femmes assistent les enfants, les personnes âgées et les malades dans l'utilisation des installations sanitaires et les pratiques d'hygiène. Ce sont également les femmes qui apprennent aux enfants à utiliser les latrines et qui les éduquent à la santé et à l'hygiène. Les perceptions, les besoins et les priorités des femmes dans ce domaine sont bien différents de ceux des hommes. La sécurité (en particulier celle des enfants) et l'intimité semblent être leurs principales préoccupations. Les souhaits des hommes en matière d'assainissement n'ont jamais fait l'objet d'une évaluation spécifique. Il est possible que leurs attentes, leurs besoins et leurs priorités ne soient pas mieux pris en compte que ceux des femmes.

Dans certaines régions d'Inde, la défécation en plein air oblige les femmes et les jeunes filles à se rendre dans une zone réservée à l'extérieur du village. Elles courent

ainsi le risque d'être agressées ou violées, en particulier le soir. Elles préfèrent souvent utiliser un seau hygiénique à l'intérieur de la maison ou se retenir jusqu'au matin. Or si les pères protègent leurs filles et veillent à éviter toutes relations avant le mariage, cela ne semble pas les inciter à installer des toilettes dans la maison. Aucune norme sociétale claire ne les y invite, en dépit des risques auxquels sont exposées leurs filles. Il apparaît donc nécessaire d'édicter une norme sociale non négociable en matière de construction des toilettes par les hommes.

Un autre exemple de négligence de leur responsabilité par les hommes lors de la construction des toilettes concerne le choix du lieu d'installation des toilettes à dérivation d'urine en Afrique de l'Est (Drangert, 2004b). Lorsque le chef de famille est un homme, il opte souvent pour des toilettes dans la cour, alors que si c'est une femme, elle préférera des toilettes dans la maison. Les femmes y voient un avantage pour les tâches ménagères, alors que les hommes tendent à sous-évaluer les avantages pour les femmes et craignent surtout les mauvaises odeurs. Or les hommes ont généralement plus d'options pour faire leurs besoins ; ils travaillent plus souvent à l'extérieur de la maison et peuvent utiliser des installations sanitaires sur leur lieu de travail, par exemple. Une étude spécifique des points de vue selon le genre n'a pas encore été menée sur les systèmes d'assainissement conçus pour la récupération et l'utilisation des excréta et des eaux ménagères. Les femmes participent activement à la culture de produits alimentaires et sont concernées par la sécurité alimentaire. Elles bénéficieraient directement d'un accès aux nutriments provenant de ce type de système. Cette source de fertilisants permet d'accroître la production d'aliments et favorise la création de petits jardins potagers et la plantation d'arbres fruitiers près du foyer.

Les femmes assumant pour une large part la responsabilité globale de la santé et du bien-être de la famille dans de nombreux domaines, on peut supposer qu'elles seraient favorables à de tels systèmes, en raison des bénéfices qu'ils comportent pour la santé. L'adhésion des femmes serait également cruciale pour la réussite des diverses méthodes de traitement des fèces et pour assurer une réduction suffisante des agents pathogènes. Les femmes ayant la charge d'alimenter le feu pour la cuisine, leur implication permettrait d'assurer l'apport de cendres nécessaire pour les latrines. Les hommes construisent les latrines, et on peut supposer qu'ils apprécieraient de ne pas avoir à construire de nouvelles latrines et une nouvelle fosse chaque fois que l'ancienne est pleine. Le fait d'avoir seulement à vider la chambre de collecte et de pouvoir continuer à l'utiliser doit être un facteur positif sous l'angle du travail à accomplir. Cependant, la vidange doit être effectuée à intervalles réguliers, à la différence des autres tâches ménagères habituellement dévolues aux hommes. Les femmes comme les hommes ont besoin de ressources financières supplémentaires, et l'on peut supposer que les uns et les autres seraient heureux de pouvoir dégager un bénéfice économique de l'utilisation des excréta et des eaux ménagères, si l'occasion leur est offerte de créer une petite entreprise en construisant une installation d'assainissement et en créant un petit jardin maraîcher. En Inde, la valeur des excréta d'une famille permet d'amortir en quatre ans l'investissement lié à l'installation de toilettes à dérivation d'urine (Jönsson et al., 2005).

Il a été établi depuis longtemps que l'absence d'accès à des équipements sanitaires adaptés, en particulier pour ce qui est de l'intimité, a des implications sur l'éducation des filles. Les parents sont réticents à envoyer leurs filles à l'école dans certaines parties du monde où les équipements sanitaires des écoles sont inadaptés. L'expérience de la Tanzanie dans les années 1980 a révélé que les parents retiraient parfois leurs filles de l'école primaire pour cette raison. Dans d'autres cas, la scolarisation des filles était irrégulière car les équipements ne leur permettaient pas d'aller aux toilettes en période de

menstruation. Ces systèmes peuvent donc contribuer à la scolarisation des filles en leur donnant accès à des équipements sanitaires appropriés et adaptés.

Ce sont les femmes qui assurent la plupart des tâches liées au nettoyage des latrines ou des toilettes du foyer. Elles sont souvent impliquées dans le jardinage et ont la responsabilité de nourrir la famille. L'utilisation potentielle de l'urine et des eaux ménagères pour fertiliser et arroser le jardin – qu'il s'agisse d'une pelouse, d'arbres ou de légumes – ne nécessite donc pas un échange de responsabilités entre les hommes et les femmes du foyer. En contribuant à l'agriculture urbaine, les excréta et les eaux ménagères traités pourraient aider les familles à faire des économies en cultivant leurs propres fruits et légumes et/ou en vendant une partie de leur production. Les femmes ont souvent grand besoin d'accroître leurs sources de revenus, mais sont souvent confinées au secteur informel. L'agriculture urbaine, en améliorant la sécurité alimentaire et en offrant la possibilité d'un revenu supplémentaire, est particulièrement attrayante pour les femmes, et leur permet de travailler près de chez elles tout en faisant face à leurs autres responsabilités vis-à-vis des enfants, des personnes âgées ou des malades. Une attention particulière doit être accordée à la nécessité de faire en sorte que les femmes soient impliquées au même titre que les hommes dans la planification et la prise de décisions en matière d'agriculture urbaine, et bénéficient d'un accès équitable aux actions de formation et de vulgarisation.

Dans certaines régions du Sud de l'Inde où la nappe phréatique est peu profonde et où d'autres solutions d'assainissement ne sont pas applicables, les systèmes d'assainissement facilitant l'utilisation des excréta et des eaux ménagères présentent une importance particulière pour les femmes et les filles. En l'absence de tels systèmes, les foyers les plus pauvres n'ont pas d'autre solution que d'utiliser des sites de défécation en plein air (distincts pour les hommes et les femmes), parfois à plus de 500 m du foyer. Ces sites présentent des risques considérables pour la santé. Ils posent en outre des problèmes particuliers pour les femmes et les filles, qui ne peuvent les utiliser pour uriner et déféquer qu'au lever ou au coucher du soleil. Le système de toilettes utilisé en Inde du Sud exige beaucoup moins d'eau que le système à chasse d'eau, plus coûteux, et réduit la charge de travail liée, pour les femmes, au transport de grandes quantités d'eau destinées aux toilettes.

L'expérience du Zimbabwe (Morgan, 2005) montre que les femmes des régions rurales ont une préférence pour les toilettes à tonnelle (une «toilette à tonnelle» est une forme de latrine rudimentaire constituée d'une fosse peu profonde surmontée d'une dalle légère, amovible. Lorsque la fosse est aux trois quarts pleine, une nouvelle fosse est creusée et la dalle et la superstructure sont transportées sur le nouveau site. L'ancien est recouvert de terre arable et un arbre fruitier y est planté). Ces toilettes sont préférées aux latrines à fosse traditionnelles, car elles peuvent être installées plus près de la maison. Les femmes apprécient le fait que ce système procure plus d'intimité et de sécurité, en particulier pour les enfants, lorsqu'il faut l'utiliser la nuit. Elles apprécient également le bénéfice lié à la plantation d'arbres fruitiers. Le fait de planter des arbres fruitiers près de la maison permet d'en prendre soin et de les arroser avec les eaux ménagères utilisées pour la toilette et la vaisselle. Les hommes apprécient le fait que les fosses utilisées pour ce type de toilettes sont plus petites et demandent donc moins de travail que celles des latrines traditionnelles. Toutefois, ces constats ne sont pas fondés sur des données empiriques correctement documentées, mais sur les observations de praticiens travaillant auprès des communautés.

Lorsque différentes méthodes d'assainissement sont envisagées, il importe que les femmes soient associées à toutes les prises de décision, même si elles sont

traditionnellement exclues de toutes les décisions considérées comme extérieures à la famille, ayant trait à l'allocation de ressources financières ou à des « mesures techniques ». Il faut rappeler qu'en cas d'échec du système, les femmes sont généralement le groupe qui en pâtit le plus.

La prise en compte des problèmes de genre suppose de s'intéresser de près à la structure sociale et aux relations entre femmes et hommes et entre filles et garçons, et d'examiner le rôle de chacun dans la communauté. Il ne s'agit donc pas seulement d'associer les femmes au projet d'assainissement ; il importe avant tout de donner plus de visibilité aux rôles et aux interdépendances liés au genre, et d'en tenir compte tout au long de la mise en œuvre du projet. Il faut identifier le rôle des hommes et des femmes dans les prises de décision, les choix techniques, l'hygiène, la sécurité alimentaire, la sécurité financière, la production agricole et les problèmes de santé, afin d'associer les bons interlocuteurs à une démarche participative adaptée (Werner et al., 2003).

L'utilisation agricole d'excreta et d'eaux ménagères peut avoir sur l'environnement des impacts tant positifs que négatifs. La valeur des excreta et des eaux ménagères en tant que ressources a été largement décrite au chapitre 1. Le présent chapitre passe en revue les impacts environnementaux potentiels liés à l'utilisation de l'urine, des fèces et des eaux ménagères, qui diffèrent selon les conditions locales.

Il importe de réduire dans la mesure du possible l'impact environnemental lié à l'utilisation directe des excreta et des eaux ménagères dans l'agriculture, dans un contexte tant local que global. Pour les applications à grande échelle, l'évaluation de l'impact environnemental présente un intérêt en tant qu'outil d'analyse, notamment. Pour mesurer l'impact environnemental de différentes solutions d'assainissement, on peut procéder à l'analyse des flux de matière (voir l'étude de cas de l'encadré 8.1) ou à une analyse des cycles de vie dans la production de diverses denrées agricoles, qui peut aussi aider à mieux cerner les impacts environnementaux de différentes pratiques agricoles (voir l'étude de cas de l'encadré 8.2).

L'impact environnemental de différents systèmes d'assainissement peut être mesuré en termes de consommation des ressources naturelles, de rejet dans des étendues et cours d'eau, d'émissions atmosphériques et d'impacts sur les sols. Le tableau 8.1 donne une liste des types d'impacts à prendre éventuellement en compte dans l'évaluation de l'impact environnemental (Kvarnström et al., 2004). Les plus importants, en relation avec l'utilisation d'excreta et d'eaux ménagères, sont les impacts environnementaux potentiels sur les sols et les étendues et cours d'eau.

8.1 Impacts sur les sols

Les principales substances à prendre en compte pour ce qui est de l'impact sur les sols sont les sels, les métaux lourds, les composés organiques persistants, les hormones et les nutriments.

8.1.1 Métaux

La teneur en métaux lourds des excreta est généralement faible à très faible, comparée à celle d'autres sources ayant un impact potentiel sur les sols, et dépend de la quantité présente dans les aliments consommés. Les composants de l'urine reflètent le métabolisme, et les niveaux de métaux lourds dans l'urine sont très bas (Jönsson et al., 1999; Vinnerås, 2002; Palmquist, 2004). Les concentrations de métaux lourds sont plus élevées dans les fèces que dans l'urine, mais elles restent plus faibles que dans les fertilisants chimiques (cadmium, par exemple) ou dans le fumier (chrome et plomb, par exemple). La majeure partie des oligoéléments et des autres métaux lourds transitent dans l'intestin sans être modifiés (Fraústo da Silva & Williams, 1997). De tous les effluents ménagers liquides, les eaux ménagères sont probablement ceux qui contiennent le plus de métaux lourds.

Quelle que soit sa concentration dans les excreta et les eaux ménagères, pour qu'un métal impacte l'absorption par les plantes, il faut qu'une concentration seuil dans le sol soit atteinte et que le métal soit dans une phase mobile (c'est-à-dire dissout en solution dans le sol et non adsorbé sur les particules du sol). Les métaux sont liés aux sols de pH supérieur à 6,5 et/ou à forte teneur en matière organique. Si le pH est inférieur à cette valeur, la matière organique est consommée, ou tous les sites d'adsorption disponibles sont saturés, et les métaux deviennent mobiles et peuvent être absorbés par les plantes et polluer les étendues et cours d'eau. Les racines des plantes ont une fonction barrière efficace contre l'absorption des métaux non essentiels. De ce fait, l'impact des métaux lourds sur les sols apparaît généralement au niveau de la microbiologie des sols avant

Encadré 8.1 Exemple d'évaluation environnementale par l'analyse des flux de matière

Une étude de cas conduite à Viet Tri, au Viet Nam, a permis d'estimer les flux d'azote liés à la gestion des excréta et des déchets organiques solides à Viet Tri, en appliquant la méthode de l'analyse des flux de matière (Montangero, Nguyen & Belevi, 2004). Les résultats montrent que 60 % de l'apport d'azote aux ménages par les aliments est finalement rejeté avec les excréta dans les eaux de surface, les étangs à poissons ou les sols, et se traduit par une pollution des eaux. L'impact des mesures de prévention applicables – augmentation du pourcentage de foyers utilisant des latrines à dérivation d'urine de 5 % à 25 %, traitement de 25 % des effluents des systèmes d'assainissement sur site dans des bassins à lentilles d'eau, et traitement de 25 % des boues provenant des systèmes sur site dans des marais artificiels, en particulier – a été quantifié. Les mesures proposées se traduisaient par une réduction de 30 % de la charge d'azote dans les sols et les eaux de surface.

Encadré 8.2 Analyse de cycle de vie dans la culture de céréales avec de l'urine humaine comme fertilisant

L'analyse du cycle de vie est un autre outil de suivi de la durabilité environnementale. Les conséquences environnementales de l'introduction de l'urine comme fertilisant dans la culture de céréales ont été étudiées par Tidåker (2003). La culture d'orge de printemps avec un fertilisant chimique a été comparée à la culture du même produit avec de l'urine comme fertilisant. Lorsque le système de collecte et la manipulation étaient optimisés et fonctionnaient correctement, la consommation d'énergie était réduite de 27 % quand l'urine était utilisée comme fertilisant. L'eutrophisation des eaux de surface était notablement diminuée, du fait d'une diminution des rejets d'azote et de phosphore, mais la quantité d'ammoniac rejeté dans l'atmosphère était accrue. L'impact environnemental dépendait des décisions prises au niveau de l'exploitation agricole, ce qui montre qu'il est nécessaire de surveiller le système de valorisation depuis les toilettes jusqu'au lieu de culture.

d'être observé au niveau des plantes ou, finalement, chez l'homme (ou l'animal). L'impact des métaux lourds sur les cultures est complexe, car il peut y avoir des interactions antagonistes qui affectent leur absorption par les plantes (Drakatos et al., 2002).

Le cadmium est un métal lourd important ; c'est un élément non essentiel qui peut franchir la barrière des racines en raison de sa ressemblance avec le zinc. Le cadmium est toxique pour l'homme et doit être limité dans les intrants des terres agricoles. Toutefois, les concentrations de métaux lourds dans les excréta et les eaux ménagères générés au niveau d'un foyer ou d'une petite communauté sont rarement assez élevées pour constituer une menace pour l'environnement.

8.1.2 Composés organiques persistants

Les excréta et les eaux ménagères ont normalement de faibles teneurs en composés organiques persistants. Selon les pratiques des ménages, les eaux ménagères peuvent contenir jusqu'à 900 composés organiques différents, mais la plupart de ces substances sont présentes à très faible concentration (Eriksson et al., 2002). Les boues fécales collectées peuvent aussi contenir une large gamme de produits chimiques organiques à usage ménager si ces derniers sont déversés dans les toilettes. L'information des utilisateurs du système sur l'importance d'une bonne gestion des produits chimiques est donc essentielle.

Tableau 8.1 Critères de mesure des impacts environnementaux des systèmes d'assainissement

Critère	Unité
Utilisation des ressources naturelles, construction, exploitation, maintenance	
Terre	m ² /personne
Energie	MJ/personne
Matériaux de construction	Type et volume
Produits chimiques	Type et volume
Eau douce	m ³ /personne par an
Rejets dans des étendues et cours d'eau	
DBO/DCO	g/personne par an
Impact sur l'eutrophisation	g/personne par an d'azote et de phosphore
Substances dangereuses: métaux lourds, composés organiques persistants, résidus pharmaceutiques, hormones, agents pathogènes	mg/personne par an; nombre/unité
Émissions atmosphériques	
Contribution au réchauffement climatique	kg d'équivalent dioxyde de carbone
Ressources recyclées	
Nutriments	% introduit dans le système
Energie	% consommé dans le système
Matières organiques	% introduit dans le système
Eau	% introduit dans le système
Qualité des produits recyclés rejetés dans le sol	
Substances dangereuses: métaux lourds, composés organiques persistants, résidus pharmaceutiques, hormones, agents pathogènes	mg/unité; nombre/unité

Source: Kvarnström et al. (2004).

Si les excreta et les eaux ménagères sont traités avant d'être utilisés dans l'agriculture, la concentration de bon nombre de ces composés sera réduite par adsorption, volatilisation ou biodégradation. L'absorption de ces substances par les plantes via leur système de racines est peu probable, du fait de la taille généralement élevée de leurs molécules et de leur haut poids moléculaire, qui réduit leur mobilité dans le sol et l'eau (Pahren et al., 1979). Il est possible que ces produits chimiques soient transférés sur les surfaces comestibles des plantes, mais les concentrations seront probablement faibles. Ces substances peuvent être associées à la terre qui reste sur les plantes après la récolte. Le lavage des produits avant consommation éliminera une large part de cette pollution.

Les composés organiques de synthèse sont adsorbés et biodégradés dans le sol au fil du temps. Cordy et al. (2003) ont étudié l'élimination de 34 composés organiques présents dans les excreta et les eaux ménagères et n'en ont retrouvé aucun après 3 mois d'infiltration dans les sols de régions désertiques, pour un temps de séjour de 21 jours. L'élimination de perturbateurs endocriniens comme les hormones stéroïdes, détectées dans les eaux usées traitées ou non traitées, lors de l'infiltration dans les sols a été démontrée (Mansell, Drewes & Rauch, 2004).

Une série de résidus de produits pharmaceutiques ou de produits résultant de leur métabolisme peuvent être détectés dans les excreta et, parfois, dans les eaux ménagères.

Tableau 8.2 Concentrations de métaux lourds dans l'urine, les fèces, les eaux usées et les rejets de cuisine dérivés à la source, comparaison avec le fumier

	Unité	Cu	Zn	Cr	Ni	Pb	Cd
Urine	µg/kg mh	67	30	7	5	1	0
Fèces	µg/kg mh	6 667	65 000	122	450	122	62
Eaux-vannes	µg/kg mh	716	6 420	18	49	13	7
Rejets de cuisine	µg/kg mh	6 837	8 717	1 706	1 025	3 425	34
Fumier organique de bovins	µg/kg mh	5 220	26 640	684	630	184	23
Urine	mg/kg P	101	45	10	7	2	1
Fèces	mg/kg P	2 186	21 312	40	148	40	20
Eaux-vannes	mg/kg P	797	7 146	20	54	15	7
Rejets de cuisine	mg/kg P	5 279	6 731	1 317	791	2 644	26
Boues d'épuration	mg/kg P	13 360	19 793	1 072	617	1 108	46,9
Fumier organique de bovins	mg/kg P	3 537	18 049	463	427	124	16

mh = masse humide.

Sources : Steineck et al. (1999); Vinnerås (2002).

Pour la plupart de ces substances, c'est dans l'urine que la concentration est la plus élevée. Une série de produits pharmaceutiques biologiquement actifs et de métabolites de ces produits ont été identifiés dans des échantillons d'eaux souterraines et d'eau de boisson (Heberer, Schmidt-Bäumler & Stan, 1998; Heberer, 2002). Les effets de ces substances sur l'écosystème et les animaux ne sont pas connus, mais on suppose que les effets négatifs sur la quantité ou la qualité des produits agricoles sont négligeables. En outre, la quantité d'hormone dans le fumier d'animaux d'élevage est nettement plus élevée que dans l'urine ou les fèces humaines. Ainsi, bien que des estimations théoriques fondées sur les effets chez le poisson aient fait état d'une écotoxicité de l'estradiol, les évaluations comparatives portant sur le fumier indiquent clairement un risque très limité (Hanselman, Graetz & Wilkie, 2003).

Les fertilisants à base d'urine et de fèces sont incorporés à la terre arable, dans laquelle le niveau d'activité biologique est élevé. Les substances y sont habituellement retenues pendant des mois. Le principal mécanisme d'élimination de ces substances est l'adsorption. L'effet d'élimination est plus intense dans les sols contenant de fortes proportions de limon, d'argile et de matière organique. Certaines d'entre elles peuvent être transportées, à travers la matrice du sol, jusqu'aux eaux souterraines, et on a pu établir que deux médicaments (carbamazépine et primidone) ne subissaient pas de réduction significative même après six ans de passage dans le système de traitement sol-aquifère (Drewes, Heberer & Reddersen, 2002). Une réduction supplémentaire, jusqu'à un niveau inférieur à la limite de détection, est assurée par biodégradation, indépendamment des conditions (aérobies ou anoxiques) ou du type de matrice carbone organique présente (acides hydrophobes, carbone hydrophile versus carbone colloïdal). Divers résidus de produits pharmaceutiques ou produits de leur métabolisme peuvent être détectés à faibles concentrations dans les eaux usées, ce qui indique qu'ils sont soit excrétés dans l'urine et les fèces soit jetés dans les toilettes.

Des perturbateurs endocriniens (qui interfèrent avec les fonctions hormonales) ont également été trouvés dans les eaux ménagères, et il n'est pas certain qu'ils se dégradent

rapidement dans l'environnement. Mansell, Drewes & Rauch (2004) ont établi que le 17- α -estradiol, l'estriol et la testostérone n'étaient pas sensibles à la photodégradation (c'est-à-dire que leur destruction est inférieure à 10% après 24 h d'exposition aux ultraviolets). Ces composés pourraient donc rester à la surface des cultures irriguées avec des eaux ménagères en contenant. Leurs concentrations sont généralement extrêmement faibles et à ce jour, seuls des effets sur des animaux en contact direct avec les eaux polluées ont été démontrés. Il n'a pas été établi d'effets sur l'homme.

En ce qui concerne les excreta, certaines substances ayant les propriétés de perturbateurs endocriniens (d'origine humaine, comme le 7-éthynylestradiol, ou d'origine végétale, comme le 17- α -estradiol, l'estriol) et des produits pharmaceutiques peuvent être présents à faibles concentrations, en particulier dans les urines dérivées. Il faut noter que le fumier animal contient également des résidus de produits pharmaceutiques utilisés, dans bien des cas, à titre préventif, ce qui se traduit par d'importantes quantités d'antibiotiques, notamment. Le sol constitue un système généralement mieux équipé que les cours d'eau pour la dégradation des résidus pharmaceutiques présents dans les fertilisants.

8.1.3 Salinisation

Les effets liés à la salinité ne sont généralement préoccupants que dans les régions arides et semi-arides, où les sels accumulés ne sont pas évacués régulièrement du profil du sol par la pluie. L'utilisation d'urine et d'eaux ménagères peut accélérer le processus de salinisation du sol en cas de forte teneur en sel. Cependant, les fertilisants contenant des matières organiques peuvent contribuer à atténuer les effets négatifs des sels sur le profil des sols.

La salinité affecte la productivité des sols par quatre mécanismes :

- 1) Elle modifie la pression osmotique dans la zone des racines.
- 2) Elle provoque la toxicité d'ions spécifiques (sodium, bore ou chlorure).
- 3) Elle peut interférer avec l'absorption de nutriments essentiels par les plantes (potassium et nitrates, par exemple) du fait de l'antagonisme avec le sodium, le chlorure et les sulfates.
- 4) Elle peut détruire la structure du sol en provoquant la dispersion de la terre et en colmatant les espaces poreux. Cela se traduit par un drainage latéral accru, mais peut aussi affecter l'oxygénation. Les eaux à faible salinité mais aussi les concentrations élevées de sodium dans l'eau associées à de fortes concentrations de calcium et de magnésium dans le sol exacerbent ces effets.

La salinisation est mesurée par une combinaison de paramètres. Selon le type de sol et les régimes de lavage et de drainage des sols, les problèmes de salinité peuvent survenir pour des conductivités >3 mS/m, des concentrations de solides dissous >500 mg/l (avec une aggravation au-delà de 2000 mg/l) et des taux d'adsorption de sodium $>3-9$ (Ayers & Westcott, 1985). La salinisation du sol est également affectée par un drainage inefficace, le climat et le type de sol. Les pratiques visant à limiter la salinisation consistent à assurer un lavage du sol et un drainage adéquat.

8.2 Impacts sur les étendues et cours d'eau

L'épandage d'excreta et d'eaux ménagères sur les terres agricoles a pour effet de réduire les impacts directs sur les étendues et cours d'eau. Cependant, comme pour tout type de fertilisant, les nutriments peuvent percoler jusqu'aux eaux souterraines s'ils sont

appliqués en quantités excessives, ou être entraînés dans les eaux de surface en cas de fortes pluies. Cet impact sera cependant toujours plus restreint que celui du rejet direct dans les étendues et cours d'eau.

L'impact de la valorisation agricole des excreta humains et des eaux ménagères sur la qualité des eaux souterraines dépend de facteurs tels que le taux d'épandage agricole, le type d'eau d'irrigation, le type de sol, la vulnérabilité des aquifères, les pratiques agricoles et le type de cultures, ainsi que la recharge et l'utilisation des eaux souterraines (Foster et al., 2004).

Pour éviter les effets négatifs liés à l'utilisation des excreta et des eaux ménagères comme fertilisants agricoles, il faut appliquer les règles suivantes (Forster et al., 2004):

- améliorer les pratiques agricoles ;
- établir des critères d'exploitation des puits et sources d'eau destinée à la consommation humaine dans le voisinage (distances de sécurité par rapport au site agricole, profondeur d'extraction, règles de construction) ;
- assurer en routine la surveillance des eaux souterraines.

Les étendues et cours d'eau de surface sont affectés par le drainage et le ruissellement des terres agricoles. Les impacts dépendent du type d'étendues ou cours d'eau (rivières, canaux, lacs ou bassins de retenue) et de leur utilisation, ainsi que du temps de rétention hydraulique et de leur fonction dans l'écosystème.

Une charge organique élevée, quelle qu'en soit la source, affecte les niveaux d'oxygène dissout et a donc un impact sur les organismes aquatiques. En outre, l'azote ou le phosphore entraînés par lavage dans les étendues ou cours d'eau provoquent une eutrophisation et, donc, une diminution de la teneur de l'eau en oxygène et favorisent la croissance d'algues productrices de toxines (Chorus & Bartram, 1999).

Les composés organiques provenant des excreta et des eaux ménagères n'ont qu'un impact minimal sur les eaux de surface en raison de leur adsorption sur les particules du sol après épandage. Le sol agit comme un filtre avant que les divers polluants n'atteignent les eaux souterraines et les eaux de surface.

L'azote peut contaminer les eaux souterraines et les eaux de surface par infiltration et ruissellement. La quantité d'azote lessivé dépend de la consommation par les plantes, de la charge hydraulique due à la pluie et à l'arrosage, de la perméabilité du sol et de sa teneur en azote. Le ruissellement peut entraîner du phosphore dans les étendues d'eau (réservoirs et lacs) et provoquer leur eutrophisation. De fortes concentrations de matière organique biodégradable dans les eaux de ruissellement peut se traduire par la consommation de l'oxygène dissout dans les lacs et rivières.

Le phosphore est un élément essentiel à la croissance des plantes, et les phosphates miniers sont largement utilisés dans l'agriculture pour accroître la productivité. La teneur du sol en phosphore varie avec des facteurs tels que le matériau d'origine, la texture et la gestion du sol – taux d'épandage, type de phosphore mis en œuvre et mode de culture, en particulier (Sharpley, 1995). Il est généralement présent dans le sol en quantités relativement importantes. Les réserves mondiales de phosphates miniers accessibles sont en diminution. Selon les prévisions, les réserves de roches/minerais contenant du phosphate seront épuisées dans 60–130 ans. L'exploitation minière des phosphates est à l'origine de dommages environnementaux, car l'extraction se fait souvent près de la surface, dans de grandes mines à ciel ouvert, qui entament profondément le sol. De plus, les roches et minerais phosphatifiés contiennent également des quantités variables d'éléments indésirables comme le cadmium. Près de 25 % du phosphore extrait du sol

est rejeté dans l'environnement aquatique ou enfoui dans des décharges ou des excavations diverses (Tiessen, 1995). La décharge dans l'environnement aquatique provoque l'eutrophisation des eaux, aggravant encore les effets sur l'environnement. Pour réduire le phénomène d'eutrophisation, les installations de traitement des eaux usées doivent être équipées spécialement pour éliminer le phosphore, ce qui accroît le coût et la complexité des processus de traitement.

L'urine contient à elle seule plus de 50% du phosphore excrété par l'être humain. C'est pourquoi la dérivation de l'urine et son utilisation peut contribuer au développement de la production agricole et à l'allègement des processus coûteux et complexes de traitement des eaux usées visant à éliminer le phosphore des effluents (EcoSanRes, 2005).

CONSIDÉRATIONS ÉCONOMIQUES ET FINANCIÈRES

Les facteurs économiques ont une place importante dans l'évaluation de la viabilité d'un nouveau schéma d'utilisation des excreta et des eaux ménagères dans l'agriculture, mais même économiquement viable, un projet peut échouer faute d'une planification financière rigoureuse.

L'analyse économique et les considérations financières sont des arguments essentiels pour promouvoir l'utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères. L'analyse économique permet d'établir la faisabilité d'un projet dans un contexte macro-économique large, et de comparer différentes options de mise en œuvre sur la base de critères économiques. Les coûts transférés à d'autres secteurs – résultant par exemple des impacts sanitaires et environnementaux sur les communautés en aval – doivent être inclus et mis en évidence dans l'analyse des coûts. Cette démarche peut être facilitée par le recours à un processus de décision multi-objectifs.

La planification financière consiste à étudier les modes de financement d'un projet. En établissant la faisabilité financière du projet, il importe d'identifier les sources et les flux de recettes et de définir clairement qui paiera quoi. Il faut en outre analyser les possibilités de commercialiser les eaux ménagères et les excreta traités ou de vendre avec profit les produits cultivés grâce à cette ressource. La partie 9.3 porte sur l'évaluation de la faisabilité commerciale.

9.1 Faisabilité économique

L'analyse économique vise à établir comment utiliser au mieux des ressources limitées et quels sont les bénéfices à attendre de leur utilisation. Dans le contexte de l'utilisation agricole des excreta et des eaux ménagères, il s'agit d'établir si les ressources investies assureront un retour optimal, en intégrant à l'analyse la valeur des excreta et des eaux ménagères. Diverses méthodes peuvent être appliquées à l'analyse économique d'un projet, les principales étant l'analyse coûts/efficacité et l'analyse coûts/bénéfices. Il est essentiel, pour la qualité de l'évaluation économique, de disposer de données fiables et de définir des limites réalistes et pertinentes.

9.1.1 Analyse coûts/bénéfices

Souvent utilisée pour l'évaluation économique de diverses options d'intervention dans le domaine sanitaire, l'analyse coûts/bénéfices met en regard les coûts et les indicateurs de santé considérés comme pertinents. En dehors du secteur santé, les analyses coûts/bénéfices sont un outil classique de planification. Lors de l'analyse coûts/bénéfices, des valeurs monétaires sont affectées à tous les coûts et bénéfices attendus, ce qui permet de décider si un projet doit être mené à bien, et de quelle manière, en fonction du taux de rentabilité interne. Grâce à l'introduction des DALY comme indicateurs multicritères de la santé de la collectivité, il est possible d'appliquer l'analyse coûts/bénéfices à des interventions sanitaires dans un contexte intersectoriel tel que celui de l'utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères en agriculture. L'évaluation économique d'un projet d'utilisation des excreta et des eaux ménagères a pour objet de déterminer l'efficacité du projet, afin de décider si sa mise en œuvre est justifiée (Squire & van der Tak, 1975 ; Gittinger, 1982). Il faut pour cela calculer les coûts et les bénéfices marginaux du projet – à savoir les différences entre les coûts et bénéfices du projet et ceux d'autres options. Pour qu'un schéma soit économiquement viable, il faut que ses bénéfices marginaux soient supérieurs à ses coûts marginaux.

Dans le cas des schémas d'assainissement, l'analyse coûts/bénéfices a l'avantage de fournir des données comparables sur une large gamme d'options et de permettre ainsi la

prise de décision. L'exhaustivité de la composante coûts est essentielle; elle doit par conséquent inclure explicitement les coûts directs liés aux composantes matérielles et logicielles du système, mais aussi les coûts indirects liés à des composantes telles que la planification, l'administration, les campagnes de promotion de l'hygiène ou les impacts sanitaires et environnementaux sur les communautés en aval.

9.1.2 Coûts et bénéfices

L'une des difficultés inhérentes à l'évaluation économique classique des systèmes d'assainissement tient à ce que la définition des limites du système peut conduire à faire abstraction d'importants facteurs de coût et/ou de bénéfice. L'exemple d'une installation de traitement centralisé des eaux usées rejetant les effluents traités dans une étendue d'eau de surface montre quelle peut être l'ampleur de ces coûts. Outre les coûts d'investissement, de réinvestissement, de fonctionnement et de maintenance du réseau d'égouts et de l'usine de traitement, il faut prendre en compte les coûts induits par les problèmes environnementaux au niveau du bassin récepteur, les coûts sociaux liés à la perte d'un espace à usage récréatif, les conséquences possibles sur le traitement de l'eau de boisson, la perte éventuelle d'habitats naturels, l'incidence sur l'environnement côtier ou encore les conséquences de l'utilisation d'eau de boisson pour assurer la circulation des matières dans le système. Chacun de ces coûts indirects peut engendrer à son tour de nouveaux coûts.

Pour les systèmes d'utilisation des excreta et des eaux ménagères, les coûts indirects incluront par exemple les coûts résultant de la nécessité de transformer les infrastructures sanitaires existantes, les actions de sensibilisation nécessaires pour que ces infrastructures soient utilisées correctement et les dépenses liées à la poursuite des activités de recherche et développement portant sur le système lui-même.

Dans le cas d'une installation centralisée de traitement des eaux usées, les bénéfices attendus en matière de santé pour les populations raccordées au réseau sont évidents. L'utilisation en sécurité des excreta et des eaux ménagères comporte également un grand nombre d'avantages, et notamment :

- préservation des sources d'eau de qualité, pour des usages prioritaires tels que l'alimentation en eau de boisson (grâce à la possibilité d'utiliser les eaux ménagères traitées pour l'irrigation et à la suppression du risque de contamination des sources par le rejet des effluents);
- amélioration de la structure et de la fertilité des sols;
- amélioration de l'accès aux fertilisants, en particulier pour l'agriculture de subsistance (avec pour conséquence de meilleures récoltes et une amélioration de la sécurité alimentaire);
- réduction de la consommation d'énergie (liée aux usines de traitement et à la production d'engrais);
- possibilité de production d'énergie et de conservation des ressources;
- création de petites et moyennes entreprises spécialisées dans la vente d'équipements ou les services liés à la collecte et au traitement, et/ou dans la vente des produits.

Il est donc primordial que l'évaluation économique comparative de ces deux options soit de nature suffisamment stratégique et tienne compte des économies d'échelle réalisées grâce aux systèmes décentralisés.

D'autres considérations économiques et financières peuvent orienter le choix des systèmes d'assainissement permettant une utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères :

- Les réseaux d'égout sont coûteux à construire, à exploiter et à entretenir : des solutions nécessitant moins d'infrastructures (comme l'assainissement sur site par voie sèche, avec ou sans dérivation d'urine) peuvent être beaucoup moins onéreuses.
- Les coûts de pompage des eaux ménagères et de transport des excreta peuvent être substantiels ; les installations de traitement des eaux ménagères et des excreta doivent être implantées de façon à réduire le transport à un minimum (des digesteurs à biogaz de proximité étant par exemple utilisés pour traiter les excreta provenant des systèmes sur site, en zone urbaine).
- Il existe des techniques efficaces et peu coûteuses de traitement des eaux ménagères et des excreta.
- La combinaison de différentes techniques de traitement (toilettes à compostage plus post-compostage avec des matières organiques, par exemple) permet d'éliminer plus efficacement les agents pathogènes et offre une plus grande flexibilité pour moderniser les installations de traitement.
- Les utilisateurs d'eaux ménagères et d'excreta peuvent être disposés à payer pour ces produits.
- Les revenus de la vente d'eaux ménagères et d'excreta peuvent aider à récupérer les montants engagés, et la vente des produits agricoles dans une structure centralisée peut également être génératrice de revenus.
- Les différences de prix entre les eaux ménagères et les excreta traités, d'une part, et l'eau propre et les intrants agricoles, d'autre part, peuvent inciter les agriculteurs à utiliser les eaux ménagères et les excreta au lieu d'eau de source de qualité et de fertilisants importés.

Les systèmes d'utilisation des excreta et des eaux usées peuvent avoir une incidence sur le statut économique des ménages, mais aussi du pays tout entier. Si les excreta et les eaux ménagères sont traités et gérés convenablement, les risques pour la santé sont significativement réduits. Au niveau des ménages, les ressources dépensées à soigner une personne malade peuvent être réaffectées, et le temps gagné grâce à la réduction de la morbidité peut être consacré à l'éducation ou à des activités génératrices de revenus. Au niveau national, la charge pesant sur les maigres ressources financières et humaines du secteur santé peut s'en trouver allégée et être réaffectée à d'autres domaines.

9.1.3 Processus de prise de décision multi-objectifs

Les informations fournies par les analyses économiques constituent une aide importante à la prise de décision. Il convient néanmoins de les utiliser en association avec d'autres informations, afin de pouvoir prendre en compte d'autres facteurs et externalités. Pour pouvoir comparer objectivement plusieurs systèmes d'assainissement, il faut disposer d'analyses coûts/bénéfices totalement intégrées ou d'analyses multicritères de tous les types de systèmes d'assainissement, réalisées sur un cycle de vie ou une période de planification de ces systèmes. Ce type de comparaison est réalisable en appliquant une stratégie de prise de décision multi-objectifs. Cela suppose de définir un ensemble de critères couvrant tous les aspects importants du système (sanitaires, environnementaux,

socioculturels, économiques et techniques, par exemple), qui constitueront une base pour la prise de décision.

Outre les valeurs monétaires estimées, une série de méthodes de quantification peuvent être utilisées dans les approches multicritères : les DALY permettent de mesurer les effets sanitaires, et divers indicateurs mesurables (utilisation des ressources naturelles, rejets dans les étendues d'eau, etc.) permettent d'évaluer les effets sur l'environnement. Les aspects socioculturels du système (adaptation aux besoins, acceptabilité sur le plan légal, par exemple) peuvent être évalués qualitativement, de même que les aspects techniques (robustesse, compatibilité avec les systèmes existants, notamment). L'analyse d'un projet donné doit comporter non seulement la comparaison entre différents systèmes, mais aussi la comparaison entre différentes variantes d'un même schéma, correspondant par exemple à diverses utilisations des eaux ménagères (irrigation, usage industriel ou comme eau non potable).

9.1.4 Exemples empiriques d'analyse des coûts pour les systèmes de valorisation

L'une des difficultés, dans l'évaluation économique des systèmes d'assainissement conçus pour permettre l'utilisation des excreta et des eaux ménagères, tient à ce que très peu d'études ont été menées à ce jour. Les données disponibles proviennent principalement de projets pilotes ou de projets répondant à des objectifs de démonstration, qui comportent des coûts additionnels (coûts de lancement d'une technologie, par exemple, ou fabrication en série limitée, à petite échelle, des éléments du système, campagnes de sensibilisation, etc.). Ces études tendent en outre à ne considérer qu'un aspect du système, et n'ont généralement pas une approche holistique. Des études intégrant uniquement les coûts d'investissement, de réinvestissement, d'exploitation et de maintenance ont cependant montré que les systèmes conçus pour l'utilisation des excreta et des eaux ménagères offrent un avantage financier par rapport à des systèmes plus classiques (voir l'encadré 9.1).

Encadré 9.1 Exemples de comparaisons des coûts d'investissement, d'exploitation et de maintenance

Allemagne

Dans le Land de Brandenburg, près de Berlin (Allemagne), des comparaisons de coûts ont porté sur trois systèmes d'assainissement, lors de la planification d'un nouveau quartier résidentiel où la population devrait passer de 672 à 5000 habitants en l'espace de dix ans. Les trois systèmes analysés étaient les suivants :

- 1) *Classique* : système d'égouts gravitaire, avec toilettes à chasse d'eau, collecteur gravitaire classique, station de pompage pour le transport jusqu'au réseau d'égouts existant, système exploité par le prestataire public.
- 2) *Gravitaire* : système de séparation à la source I (gravité, compostage des fèces), avec toilettes à séparation par gravité, collecte et stockage de l'urine, transport et utilisation par une exploitation agricole proche, fèces transportées dans un collecteur gravitaire avec traitement aérobie dans un séparateur à compost, utilisation du compost dans l'horticulture, transport des eaux ménagères dans un réseau d'égouts gravitaires, traitement dans un marais artificiel, transport jusqu'à une étendue d'eau réceptrice.
- 3) *Sous vide* : système de séparation à la source II (vide, digestion des fèces), avec toilettes à séparation sous vide, transport de l'urine par gravité, stockage de l'urine et utilisation par une exploitation agricole proche, fèces transportées par

Encadré 9.1 (suite)

un réseau d'égouts sous vide, traitement avec les déchets organiques dans une usine de biogaz, utilisation du biogaz pour la production d'énergie, transport des boues digérées jusqu'à des exploitations agricoles proches et utilisation dans l'agriculture, transport des eaux ménagères dans un réseau d'égouts gravitaires, traitement dans un marais artificiel, transport jusqu'à une étendue d'eau réceptrice.

Les coûts liés aux trois systèmes ont été calculés sur une durée de vie de 50 ans, avec un taux d'intérêt de 3,5% l'an. Les résultats de cette comparaison apparaissent clairement (figure 9.1) dans le cas d'un système desservant 5000 habitants, la compagnie des eaux locale (Berlin) étant chargée de l'exploitation du système. D'autres scénarios de prestations, calculés pour des nombres d'habitants et des modèles opérationnels différents, ont également fait apparaître un avantage financier significatif pour les systèmes à valorisation, sur la durée de vie des systèmes.

Ouganda

Au lycée de filles de Kalungu, en Ouganda, les équipements sanitaires existants représentaient un risque pour la qualité des eaux souterraines, qui constituait la principale source d'eau potable. En 2003, un projet a été mis en œuvre pour rénover et améliorer les équipements de fourniture d'eau et d'assainissement de l'école. Un programme de formation a également été mis en place pour expliquer le fonctionnement et assurer une bonne utilisation des nouveaux équipements.

Avant de décider du choix du schéma d'assainissement, une comparaison détaillée des coûts a été conduite et a servi d'instrument de prise de décision. Deux types d'installations sanitaires ont été comparés :

- 1) *Option 1: séparation à la source*: toilettes sèches à dérivation d'urine, canalisation d'égout pour les eaux ménagères et marais artificiel à écoulement souterrain

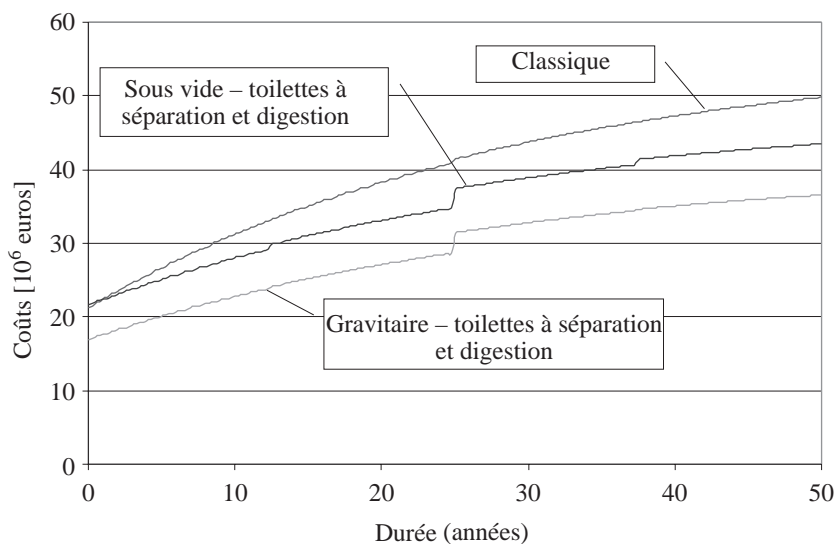


Figure 9.1
 Comparaison des coûts d'installation, d'exploitation et de maintenance de trois systèmes pour une population de 5000 habitants (Land de Brandebourg, Allemagne).

Encadré 9.1 (suite)

horizontal. Les produits traités provenant des toilettes étaient destinés à l'arrosage des jardins dans l'enceinte du lycée.

- 2) *Option 2: système classique*: toilettes à chasse d'eau, système d'égout séparé pour les eaux ménagères, prétraitement mécanique, station de pompage et marais artificiel à écoulement souterrain vertical.

La comparaison prenait en compte les coûts d'investissement, de réinvestissement et d'exploitation. Les calculs portaient sur une période de 50 ans, avec des réinvestissements variables selon les éléments du système, pour un taux d'intérêt de 8% l'an.

La comparaison des coûts (figure 9.2) montre que l'option d'utilisation en sécurité est significativement moins coûteuse. La différence tient principalement au système de traitement des eaux usées, nettement plus petit dans cette option, et à la station de pompage exigée par le système classique.

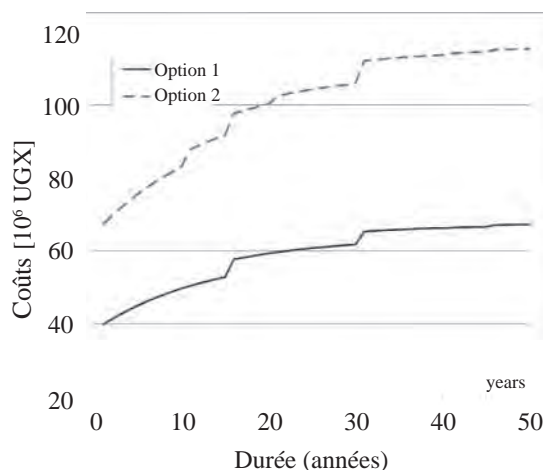


Figure 9.2

Comparaison des coûts d'installation, d'exploitation et de maintenance de deux systèmes (taux de change au 22 septembre 2004: 1 euro = 2060 UGX).

9.2 Faisabilité financière

Pour assurer la durabilité des systèmes d'utilisation des excreta et des eaux ménagères et la récupération des coûts, il faut des mécanismes de financement appropriés. Une analyse des coûts financiers doit prendre en compte non seulement les exigences d'investissement, de réinvestissement, d'exploitation et de maintenance du système, mais aussi les coûts indirects et les impacts du système sur l'environnement, les individus et les collectivités (Cardone & Fonseca, 2003).

Des fonds sont nécessaires pour mettre en place les moyens institutionnels et développer les compétences, assurer l'évaluation et la surveillance, formuler les orientations politiques et créer un environnement favorable aux mesures d'assainissement. Ce dernier point suppose des campagnes de sensibilisation, de promotion de l'hygiène, des consultations et des auditions publiques, des actions d'information des politiques et des décideurs.

La plupart de ces activités ont un caractère de service public, bénéficiant tant à la collectivité qu'aux ménages. Le financement des mesures d'assainissement a deux sources principales : les ménages et le secteur public (Evans, 2001). Il est toutefois difficile de mobiliser les ressources financières des ménages pour des actions à visée collective. C'est l'un des principaux défis à relever dans la mise en place de mécanismes de financement pour l'assainissement : comment concilier et faire converger les besoins, les intérêts et les moyens financiers des individus et des ménages et ceux de la collectivité/de la nation ? Idéalement, il faut en même temps récupérer les coûts et assurer un accès équitable à l'assainissement, y compris pour les foyers les plus pauvres.

Les systèmes d'assainissement permettant la récupération des excreta et des eaux ménagères et leur utilisation dans l'agriculture ont généralement un schéma de répartition des coûts différent, et il peut être nécessaire de mettre en place des mécanismes de financement destinés à soutenir les ménages qui font ce choix. Comparés aux systèmes d'assainissement décentralisés classiques (comme les latrines à fosse ou à FVA), ils constituent normalement une solution permanente et n'ont donc pas à être remplacés une fois pleins, ce qui représente une économie qui s'incrémente sur une longue période de temps. Cependant, bien que le coût global soit plus bas, le coût initial pour un ménage peut être plus élevé, du fait de la nécessité de remplacer ou de transformer les équipements sanitaires (en installant par exemple des toilettes à dérivation d'urine).

Des solutions de financement innovantes, du type capital de démarrage, programme de financement au niveau de la collectivité, programmes de microcrédit ou subvention ciblée, conçues de façon à être bien comprises par les ménages, peuvent être nécessaires. L'accent devrait être mis sur la possibilité de financer l'investissement des utilisateurs pour des systèmes sur site ou de proximité. Dans les zones urbaines densément peuplées, à la différence des zones rurales, chaque ménage ne peut pas choisir son propre système. Une solution commune acceptable doit être trouvée, ce qui peut même être stipulé par la législation. Des mécanismes financiers seront également nécessaires en pareil cas pour permettre l'adoption d'un système unique. Des mécanismes de financement devraient s'adresser spécifiquement aux ménages les plus pauvres, qui paient souvent des charges plus élevées, pour les services, que les familles des classes moyennes (Mehta & Knapp, 2004). Une adaptation fine de ces mécanismes est essentielle pour apporter un soutien approprié et obtenir un maximum d'effet.

L'expérience des projets mis en œuvre dans différentes parties du monde montre que l'allocation de subventions pour l'installation d'équipements sanitaires ne garantit pas qu'ils seront utilisés et entretenus correctement. C'est souvent le contraire qui se produit, et les toilettes sont converties en local de stockage, les ménages ne se raccordant pas aux égouts ou les usines de traitement des eaux usées ne fonctionnant pas correctement (Mehta & Knapp, 2004). Les subventions devraient donc plutôt être utilisées pour aider les ménages à accéder à des installations sanitaires répondant à leurs besoins, qu'ils utiliseront et dont ils auront les moyens d'assurer la maintenance. Il est souvent plus productif de consacrer les ressources financières à des efforts de promotion (de l'hygiène, en particulier) qu'à des subventions pour du matériel sanitaire (WSSCC, 2005).

Les ménages peuvent être disposés à payer jusqu'à 3% du revenu familial pour des services d'assainissement améliorés, à condition que ces services leur apparaissent comme nécessaires et représentent effectivement une amélioration de leur situation (Rogerson, 1996). D'autres facteurs interviennent dans cette dépense, et notamment qui contrôle le budget familial, qui est propriétaire du bien où vit la famille et quels sont les équipements sanitaires proposés. L'analyse des conditions incitant les foyers à investir dans l'assainissement, et la conception d'une gamme d'options répondant à leurs souhaits

et à leurs attentes, peuvent aider à mobiliser des ressources financières au niveau des ménages. L'expérience montre que l'intérêt des ménages pour l'assainissement n'est généralement pas motivé par des considérations sanitaires. Le confort et la commodité d'utilisation, le prestige, le caractère permanent de la structure et, bien sûr, les coûts, sont des facteurs beaucoup plus décisifs dans le choix d'un système d'assainissement. On a pu constater que les bénéfices supplémentaires liés à l'utilisation sans risque des excréta et des eaux ménagères sont également une motivation pour les familles ayant une activité agricole ou horticole. Il convient donc d'adopter une démarche axée sur la demande, pour aider les ménages à choisir un système correspondant à leurs besoins et à leurs moyens.

La distribution des excréta et des eaux ménagères peut être gérée séparément de la collecte et du traitement. Des charges distinctes peuvent être facturées aux individus ou aux collectivités qui les utilisent. Le niveau de ces charges doit être convenu au stade de la planification. Il appartient aux autorités gestionnaires du projet de décider si les prix demandés doivent couvrir uniquement l'exploitation et la maintenance ou également les dépenses d'infrastructure. Il faut trouver un juste milieu entre le désir de couvrir un maximum de coûts et la nécessité de maintenir une incitation à utiliser les excréta et les eaux ménagères. Il est donc primordial d'avoir étudié dans quelle mesure les utilisateurs potentiels sont prêts à payer, et disposent des moyens nécessaires, pour déterminer non seulement les prix demandés, mais aussi la fréquence, le calendrier et les moyens de paiement. Dans un environnement rural, par exemple, un montant annuel payable après la période de récolte peut être la méthode de collecte des fonds la plus appropriée.

Les agriculteurs désireux d'utiliser des excréta et des eaux ménagères dans leur système de production peuvent être disposés à participer aux investissements, pour les opérations de traitement qui conditionnent l'obtention des autorisations requises. Il peut s'agir d'une contribution financière ou sous forme de terrain destiné aux installations de traitement et de stockage.

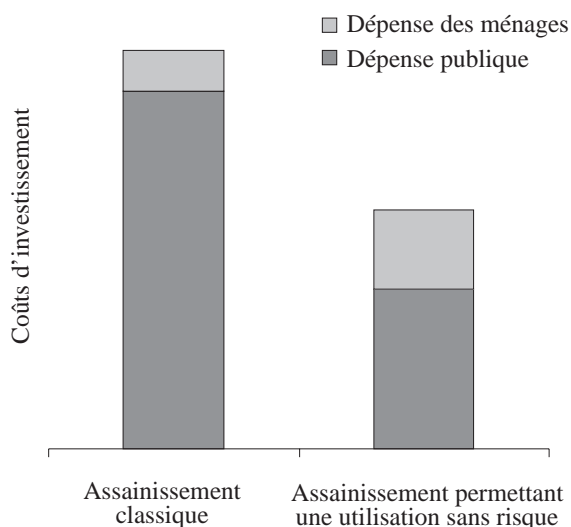


Figure 9.3

Répartition des coûts d'un assainissement classique et d'un assainissement permettant une utilisation sans risque (Werner et al., 2004).

Encadré 9.2 Prestataires du secteur privé dans le domaine de l'assainissement

Facteurs influant sur les modalités de vidange des latrines à fosses et des fosses septiques

Lorsque les fosses des systèmes d'assainissement sur site sont pleines, elles sont vidées par des camions de vidange ou manuellement. Le cadre financier, institutionnel et réglementaire détermine pour une large part le lieu et le mode de dépôt des boues fécales. Pour réduire les coûts, les conducteurs vendent souvent les boues à des agriculteurs locaux, ou déversent les produits sur les terrains vagues ou dans les collecteurs les plus proches.

Les entreprises de vidange du secteur privé ne sont pas, dans bien des cas, reconnues par les autorités locales, même lorsqu'elles sont les seules à proposer des services de collecte et d'élimination des boues fécales. Dans la plupart des cas, une structure de tarification et des flux monétaires s'instaurent sans aucun contrôle légal, se traduisant par des tarifs de vidange inaccessibles pour le plus grand nombre et par un déversement anarchique des boues fécales. L'expérience montre que les services de vidange sont une activité rentable. Des dispositifs réglementaires adaptés, la mise en compétition du secteur privé et des incitations économiques peuvent contribuer à faire en sorte que les boues collectées soient transportées jusqu'aux sites de traitement autorisés.

Vidange et transport des boues fécales : une activité confiée en «gérance» au secteur privé

Lorsque la possibilité existe de développer une activité commerciale dans ce secteur, le service de vidange et de transport des boues fécales est dominé par de petites entreprises privées possédant un ou plusieurs camions de vidange. Elles détiennent souvent plus de 70% de l'activité, malgré l'absence de statut légal. Le tableau 9.1 montre bien la place des petites entreprises dans la gérance de l'assainissement, avec des exemples au Ghana, au Népal, au Sénégal et au Viet Nam, et illustre le potentiel de profit lié aux services d'élimination des boues fécales. Il est possible de renforcer le rôle des entreprises privées dans la gestion en sécurité des boues fécales. Le cadre politique doit contribuer à favoriser la sécurité dans la prestation de ce type de services par les petites entreprises.

Tableau 9.1 Importance de la sous-traitance aux petites entreprises du secteur privé dans la gestion des boues fécales

	Kumasi	Dakar	Hanoi	Katmandu
Population (millions)	1,5	2,1	1,5	0,8
Part de la population utilisant des installations sur site	60	60	90	–
Part des installations vidangées mécaniquement (%)	90	70	90	64
Nombre de camions de vidange en service	25	± 100	40	8
Part du secteur privé dans l'activité (%)	80	75	66	70
Volume total de boues fécales transportées par jour (m ³)	200–300	550	300–400	30–50
Coût de vidange moyen par trajet (euros)	30–40	30–40	20–30	16–22
Chiffre d'affaires annuel par camion (milliers d'euros)	30–60	20–30	10–20	10–15

Source : données compilées à partir d'une enquête de terrain menée par le Department of Water and Sanitation in Developing Countries (SANDEC) et ses partenaires (Centre régional pour l'eau potable et l'assainissement à faible coût (CREPA), Burkina Faso, Center for Environmental Engineering for Towns and Industrial Areas (CEETIA), Viet Nam, Environment and Public Health Organization (ENPHO), Népal); préparées par Doulaye Koné et Martin Strauss, SANDEC/Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG); Strauss et al., 2003.

Encadré 9.3 Flux monétaires innovants pour une meilleure gestion des boues fécales

Vehicle capital and O+M costs = Capital véhicule et coût E+M
Administration, office cost, etc. = Coût administration, bureaux, etc.
O+M cost = Coût E+M
Capital cost = Coût du capital

Profits = Profits
Collection company = Entreprise de collecte
Discharge premium = Prime de décharge
FS treatment plant = Usine de traitement BF

Pit emptying fee = Tarif de vidanges fosses
Licensing = Concession de licence
Subsidy = Subvention
Biosolids sale = Vente biosolides

Household (pit owner) = Foyer (propriétaire de la fosse)
Sanitation tax = Taxe d'assainissement
Municipal authority = Autorité municipale

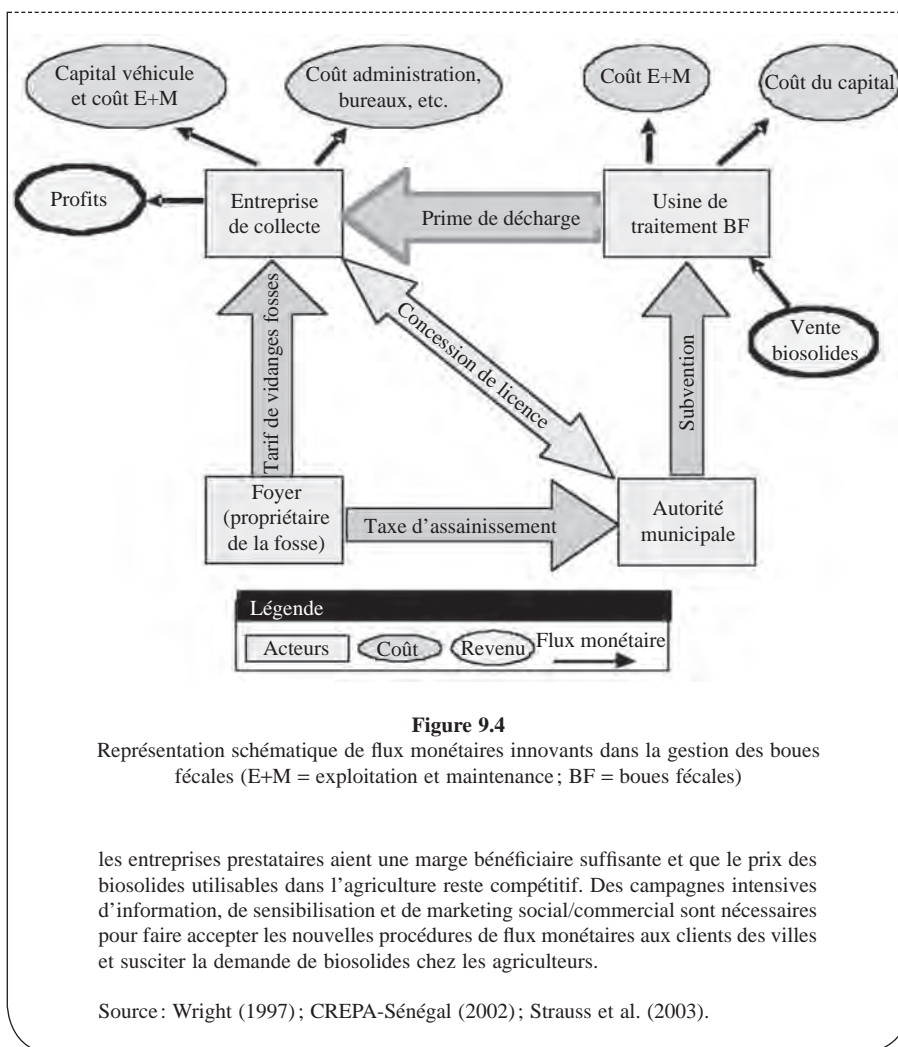
Legend = Légende
Stakeholder = Acteurs
Cost = Coût
Revenue = Revenu
Money flow = Flux monétaire

Des solutions d'assainissement durables pour l'environnement ne peuvent être mises en œuvre ou optimisées que si des incitations et des sanctions financières adaptées sont appliquées (Wright, 1977). Les municipalités doivent donc mettre en place un système de sanctions efficace (amendes, non-renouvellement des contrats de collecte des boues fécales, par exemple) et des politiques d'incitation comportant, entre autres, le paiement de primes de décharge des boues fécales sur les sites de traitement et d'élimination légaux.

La figure 9.4 illustre les possibilités de développement de l'activité, à partir d'une analyse économique rigoureuse des potentiels économiques et des acteurs-clés actuels ou futurs. L'analyse des conditions dans lesquelles chaque acteur peut réaliser un profit se fonde sur les coûts d'exploitation et de maintenance, les coûts d'immobilisation du capital, les marges de profit et les potentiels d'optimisation du service rendu. La mise en œuvre du modèle de flux monétaires représenté à la figure 9.4 suppose une consultation participative des acteurs-clés (ménages, entreprises, représentants des autorités, services techniques, agriculteurs, etc.). Le processus de mise en œuvre du projet doit donc être guidé par une étude minutieuse des parties prenantes et de leurs modalités d'implication.

Dans le schéma de financement de la figure 9.4, l'élément crucial est le paiement d'une prime aux collecteurs pour la livraison des boues fécales au site de traitement (prime de décharge). Le principe d'inversion des flux est sur le point d'être mis en place dans la ville de Danang, au Viet Nam. La ville de Ouagadougou, au Burkina Faso, projette de payer aux entreprises de collecte l'équivalent de 3,70 euros par chargement standard de boues fécales livré au nouveau centre de traitement des eaux usées et des boues fécales, pour réduire la décharge illégale et illicite de boues fécales ou l'utilisation agricole de boues non traitées. Pour que la gestion des boues fécales soit conforme aux critères de durabilité, les autorités nationales ou locales doivent envisager l'allocation de subventions partiellement récupérables via des taxes payées par les ménages pour l'eau, les eaux usées ou l'assainissement. L'objectif de ces mesures est que la vidange des fosses soit rendue accessible à tous les citoyens, que

Encadré 9.3 (suite)



Les possibilités de participation du secteur privé aux systèmes d'assainissement permettant la valorisation en sécurité des excreta et des eaux ménagères sont considérables (voir les encadrés 9.2 et 9.3). Elles vont de la construction d'installations ou de la fourniture d'éléments spécifiques (toilettes à dérivation d'urine, par exemple) à la logistique de collecte, de transport et de traitement des excreta et des eaux ménagères, en passant par leur commercialisation et leur utilisation. Ces ouvertures du marché peuvent aussi être stimulées et créer des débouchés pour de petites et moyennes entreprises, notamment.

Les municipalités peuvent également sous-traiter à des prestataires le marché lucratif de la gestion et du traitement des boues fécales dans les centres urbains (voir les encadrés 9.2 et 9.3).

Tableau 9.2 Faisabilité commerciale : questions-clés lors de la planification

Produit destiné à la vente	Questions-clés
Eaux ménagères et excréta	<ul style="list-style-type: none"> – Quel prix les clients veulent et peuvent-ils payer pour les eaux ménagères et les excréta traités ? – Quelle est la demande d'eaux ménagères et d'excréta dans la zone d'implantation du projet ? – Quels sont les coûts d'acheminement des eaux ménagères et des excréta traités jusqu'à leur point d'utilisation (pompage, transport, etc.) ?
Produits agricoles, biogaz, etc.	<ul style="list-style-type: none"> – Les produits (plantes, biogaz, etc.) sont-ils acceptables pour les consommateurs ? – Les producteurs peuvent-ils réaliser un bénéfice suffisant en dépit des restrictions portant sur l'épandage ou sur les produits ? – Le projet permet-il de fournir des produits répondant aux critères de qualité du marché (normes microbiennes pour les produits destinés à l'exportation, par exemple) ?

9.3 Faisabilité commerciale

Il importe d'évaluer la faisabilité commerciale de l'utilisation des excréta et des eaux ménagères dès la planification, qu'il s'agisse de la possibilité de vendre les eaux ménagères et les excréta (traités) aux producteurs, ou de la possibilité de commercialiser des produits cultivés avec des excréta et des eaux ménagères (voir le tableau 9.2). Pour la vente d'eaux ménagères et d'excréta traités, il faut avoir une idée du nombre de personnes prêtes à payer et disposant des moyens nécessaires. L'évaluation de la qualité marchande des produits cultivés est particulièrement importante lorsque des restrictions relatives aux types de cultures pratiquées sont envisagées parmi les mesures de protection de la santé. Les producteurs doivent être consultés sur les types de cultures pouvant faire l'objet de restrictions. Si les agriculteurs ou les maraîchers ne peuvent pas réaliser un bénéfice suffisant sur leurs produits, les restrictions relatives aux produits cultivés ou à l'épandage risquent de ne pas être appliquées. De la même façon, si les excréta doivent être utilisés pour la génération de gaz ou d'énergie, il faut s'assurer que cela est possible à un prix compétitif par rapport aux autres sources d'énergie.

Tout produit agricole cultivé avec des eaux ménagères et des excréta traités doit être acceptable pour les consommateurs. Si la perception du public est négative, même si la qualité est conforme aux critères de l'OMS ou aux critères nationaux, les produits peuvent être invendables. Si les produits agricoles nécessitent un traitement après la récolte, le coût et la disponibilité de ces prestations doivent être pris en compte. Dans certains cas, il peut être nécessaire de mettre en œuvre des actions de marketing pour accroître la demande et le potentiel de profit. Actuellement cependant, la gestion et l'utilisation des excréta et des eaux ménagères traités sont généralement décentralisées, souvent au niveau des ménages, et l'utilisation est plus souvent le fait de l'agriculture de subsistance que de l'agriculture et de l'horticulture commerciales.

La gestion et l'utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères en agriculture sont facilitées par un cadre politique, législatif et institutionnel et un dispositif réglementaire adaptés, au niveau international, national et local. Dans de nombreux pays, ce cadre fait défaut ou est insuffisamment développé. Le présent chapitre traite des aspects politiques et institutionnels qui peuvent contribuer à promouvoir la sécurité dans l'utilisation des excreta et des eaux ménagères. Des exemples de dispositifs politiques/légaux/réglementaires mis en place par différents pays sont présentés. Il importe que le cadre politique soit fondé sur une démarche holistique, de nature à optimiser la protection de la santé publique et de l'environnement depuis le point de génération des excreta et des eaux ménagères jusqu'à la consommation des produits en passant par l'épandage.

La politique constitue le cadre général fixant les axes de développement prioritaires au niveau national. Elle peut être influencée par des décisions de politique internationale, des traités ou des engagements internationaux, ou par les politiques d'institutions de développement multilatérales. La politique conduit à l'adoption d'une législation, qui établit les responsabilités et les droits des différents acteurs. Le cadre institutionnel détermine quelle agence est prioritairement chargée d'élaborer la réglementation (souvent dans le cadre d'un processus consultatif), et à qui il incombe de mettre en œuvre et de faire respecter la réglementation (figure 10.1).

■ 10.1 Politique

Une politique est un ensemble de procédures, règles et mécanismes d'allocation servant de base à des programmes et à des services. Elle définit des priorités, et les stratégies correspondantes allouent des ressources pour leur mise en œuvre. Quatre types d'instruments sont utilisés pour mettre en œuvre une politique (Elledge, 2003) :

- 1) *Lois et réglementation* : les lois fixent habituellement un cadre général. La réglementation, qui fournit des indications plus détaillées, peut être élaborée au niveau national, régional ou local par différentes autorités, selon ce qui est prévu dans la législation. La réglementation, qui recouvre l'ensemble des règles ou décrets destinés à contrôler et à régir les comportements, a souvent force de loi. La réglementation relative à l'utilisation des excreta et des eaux ménagères peut couvrir un grand nombre de domaines, tels que les pratiques des prestataires de service, les normes de conception, les tarifs, les exigences en matière de traitement, les objectifs sanitaires et les modalités de surveillance, les restrictions applicables aux cultures, la protection de l'environnement ou encore les contrats. Elle doit être adaptée aux conditions locales, en particulier en ce qui concerne la surveillance du traitement et la surveillance opérationnelle.
- 2) *Mesures économiques* : les mesures économiques incluent notamment les coûts à la charge des utilisateurs, les subventions, les incitations et les amendes. Les coûts à la charge des utilisateurs (droits) sont payés par les ménages et les entreprises en échange de l'enlèvement des excreta et des eaux ménagères. Les subventions sont des aides allouées aux collectivités ou aux ménages, en numéraire ou en nature, pour la mise en place des équipements ou des services d'assainissement recommandés, ou pour l'utilisation agricole des excreta et des eaux ménagères. Les amendes sont des sanctions pécuniaires infligées aux entreprises ou aux particuliers en cas d'élimination non conforme aux exigences de sécurité, d'émissions et/ou de comportements ou de pratiques d'hygiène comportant un risque pour les personnes et l'environnement.

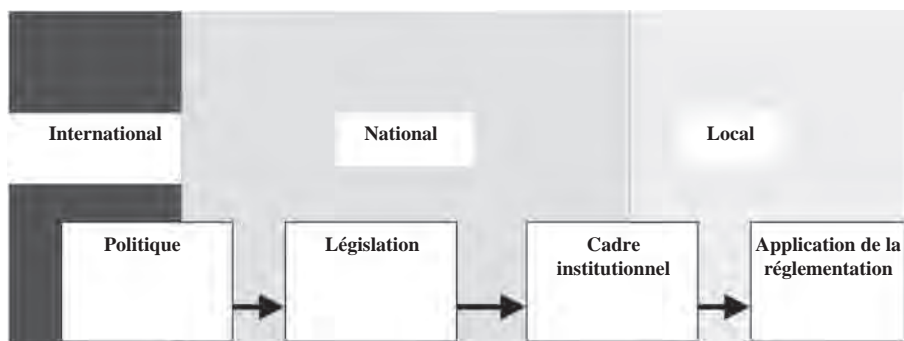


Figure 10.1
Cadre politique

- 3) *Programmes d'information et d'éducation* : ces programmes comprennent notamment des campagnes de sensibilisation du public et des programmes d'éducation destinés à susciter une demande et une adhésion du public aux mesures d'extension des services d'assainissement et d'hygiène, et à inciter à une utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères dans l'agriculture.
- 4) *Définition des droits et responsabilités en matière de prestations de services* : il appartient aux gouvernements nationaux de déterminer le rôle des agences nationales et les rôles respectifs du secteur public, du secteur privé et des organisations sans but lucratif dans l'élaboration des programmes, leur mise en œuvre et la fourniture des prestations.

La législation découlant des politiques relatives à l'utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères doit établir un cadre fonctionnel clair sur le mode de fonctionnement du système sanitaire. Elle doit viser explicitement les niveaux concernés (ménages, district, municipalité) et comporter des dispositions claires pour tous les types de systèmes d'assainissement (depuis les systèmes centralisés jusqu'aux systèmes sur site). Les autorités locales jouent un rôle-clé dans l'application et le respect de cette législation.

10.1.1 Politique internationale

La politique internationale peut avoir une incidence sur l'élaboration des politiques nationales relatives aux excreta et aux eaux ménagères. Les gouvernements nationaux doivent obéir à de multiples obligations internationales. Celles-ci peuvent découler de traités et conventions internationales (conventions de Bâle, Rotterdam, Stockholm, notamment), ou être liées à des engagements pris sur la scène internationale (Objectifs du Millénaire pour le Développement, par exemple, ou recommandations de la Commission du développement durable). Elles peuvent également résulter des conditions négociées par des banques ou des agences internationales de développement pour l'attribution de prêts ou de crédits. Les politiques nationales relatives à l'utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères en agriculture doivent être en harmonie avec ce cadre international.

Le commerce international des produits alimentaires est également une question majeure. Les produits cultivés conformément aux *Directives OMS pour l'utilisation sans*

risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères sont internationalement reconnus comme conformes aux exigences applicables en matière de gestion des risques. Cela peut contribuer à faciliter le commerce international des produits agricoles cultivés avec des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères.

10.1.2 Politiques nationales en matière d'utilisation des eaux ménagères et des excreta

Les priorités politiques des pays diffèrent nécessairement selon les conditions locales. La politique nationale relative à l'utilisation des excreta et des eaux ménagères dans l'agriculture doit couvrir les points suivants :

- conséquences sanitaires de l'utilisation agricole des excreta et des eaux ménagères ;
- exigences relatives à l'évaluation de l'impact sanitaire au stade de la planification des projets ;
- pénurie d'eau ;
- préservation des marais, des zones côtières et de la biodiversité ;
- valorisation et recyclage des ressources ;
- ressources disponibles ;
- facteurs socioculturels influant sur les pratiques, et acceptabilité de l'utilisation des excreta et des eaux ménagères ;
- capacité de traiter efficacement les excreta et les eaux ménagères ;
- capacité et aptitude à mettre en œuvre des mesures de protection de la santé pour une gestion sans risque de l'utilisation des excreta et des eaux ménagères ;
- impacts dans le cas où les excreta et les eaux ménagères ne sont pas utilisés en agriculture ;
- impacts sur la nutrition des ménages, la sécurité alimentaire et l'économie locale ;
- nombre de personnes dont la subsistance dépend de l'utilisation agricole des excreta et des eaux ménagères ;
- conséquences commerciales de la culture de produits agricoles avec des excreta et/ou des eaux ménagères traités.

Les responsabilités en matière d'utilisation des excreta et des eaux ménagères sont souvent peu ancrées dans la politique et les structures institutionnelles existantes. Elles sont parfois partagées arbitrairement entre les institutions intervenant dans le domaine de la santé publique, de la gestion des ressources en eau, de l'agriculture et du développement rural, ou entre les instances locales, régionales et nationales. Cela peut se traduire par un manque de coordination des démarches et des stratégies, sans responsabilité institutionnelle globale. La plupart des problèmes de gestion des excreta et des eaux ménagères se posent au niveau des ménages et des collectivités locales, les politiques devraient être résolument fondées sur une approche locale. Les politiques établies en matière d'assainissement couvrent aussi l'utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères, et ce sont les collectivités et les autorités locales qui sont le mieux à même de veiller à leur application.

Outre les aspects de santé publique, les aspects environnementaux ont une grande importance dans l'élaboration des politiques d'utilisation des excreta et des eaux ménagères. Les politiques nationales peuvent fixer des objectifs de réduction des risques pour l'environnement, en exigeant la mise en place de chaînes de traitement appropriées, et inciter à recycler l'eau et les sources de nutriments. Le phosphore, par exemple, est un

composant important des excreta et des eaux ménagères, indispensable au développement des végétaux, mais constitue une cause majeure d'eutrophisation s'il est rejeté dans les étendues et cours d'eau.

10.1.3 Eaux ménagères et excreta dans la gestion intégrée des ressources en eau

Dans de nombreux pays arides ou semi-arides, les ressources en eau douce renouvelables sont déjà lourdement exploitées. La gestion intégrée des ressources en eau, telle qu'elle est définie par le Partenariat mondial de l'eau (PME, 2000), est un processus visant à promouvoir le développement et la gestion coordonnés de l'eau, des terres et des ressources connexes, afin de faire progresser dans toute la mesure du possible, de manière équitable, le bien-être économique et social lié à ces ressources, sans compromettre la durabilité d'écosystèmes vitaux.

De plus en plus, la gestion des excreta et des eaux ménagères est envisagée dans le cadre plus large de la gestion intégrée des ressources en eau. Les eaux ménagères peuvent représenter une source sûre d'approvisionnement en eau, avec des flux constants même en saison sèche, et les excreta sont une source permanente de matières organiques, de nutriments et d'énergie. Leur utilisation à des fins de production doit figurer en bonne place dans la gestion des ressources en eau, car elle permet aux collectivités de réserver et de préserver les ressources en eau de qualité (eaux souterraines et eaux de surface non contaminées), et d'améliorer la structure et la fertilité des sols. Les politiques d'utilisation des excreta et des eaux ménagères privilégient les démarches axées sur la réduction de la contamination de l'environnement et la valorisation sans risque des ressources. Autre élément d'égale importance au niveau politique, le coût des fertilisants proposés sur le marché les rend inaccessibles pour bon nombre d'agriculteurs. Les nutriments présents dans les excreta et les eaux ménagères sont directement disponibles, et leur utilisation contribue à limiter le recours à l'achat de fertilisants pour la production agricole.

10.2 Législation

La législation peut favoriser les incitations techniques et les mécanismes de financement. Elle définit en outre les responsabilités et les règles de coopération entre les différents acteurs, secteur privé compris, et affecte les ressources financières nécessaires au développement des capacités et à la formation, ainsi qu'à la surveillance, à la mise en œuvre et à la maintenance. Elle fournit les bases nécessaires pour imposer un dispositif cohérent de normes relatives à la collecte, au traitement et à l'utilisation des excreta et des eaux ménagères, auxquelles doivent se conformer d'autres secteurs (éducation, construction de logements, sécurité du travail, etc.). Pour être efficaces, les lois et la réglementation doivent prévoir à la fois des incitations à respecter les dispositions légales et réglementaires et des sanctions en cas de non-respect (OMS, 2004a).

Il suffit souvent d'amender les lois existantes, mais une nouvelle législation peut être nécessaire. Les points suivants méritent une attention particulière :

- définir les responsabilités institutionnelles, ou conférer de nouveaux pouvoirs aux entités existantes ;
- définir les rôles respectifs et les relations entre les autorités nationales et locales ;
- créer des droits d'accès et de propriété applicables aux eaux ménagères et aux excreta, avec une réglementation publique relative à leur usage ;
- adopter des dispositions relatives au foncier ;
- développer la législation agricole et de santé publique en ce qui concerne les normes de qualité des eaux ménagères et des excreta, les restrictions sur les

Encadré 10.1 La législation : promotion ou prévention ?

Le Code de l'environnement suédois offre un exemple de législation axée sur la valorisation et la préservation des ressources. Son objectif est formulé comme suit :

L'objet de ce Code est de promouvoir le développement durable, afin d'assurer un environnement sain et sans danger pour la génération présente et les générations futures. . .

Le Code de l'environnement devra être appliqué de telle sorte que : [. . .] 5. La valorisation et le recyclage, ainsi que d'autres mesures de gestion des matériaux, des matières premières et de l'énergie, soient encouragés dans le but de créer et d'entretenir des cycles naturels. [. . .]

Cet objectif est repris au chapitre 2 du Code :

Dans toute activité ou action spécifique, on s'efforcera de conserver les matières premières et l'énergie, et de les valoriser et les recycler chaque fois que cela est possible. Il sera tenu compte des sources d'énergie renouvelables.

Aux termes de cet article, l'objectif de conservation des matières premières et des ressources est aussi important que l'objectif de réduction des émissions de polluants, etc. Le recyclage des nutriments est désormais spécifié dans les dispositions applicables, par exemple, aux petites unités de traitement des eaux usées équipant les maisons individuelles.

produits, les méthodes d'épandage, la santé au travail, l'hygiène alimentaire et les autres mesures de prévention jugées utiles pour satisfaire aux objectifs sanitaires.

L'encadré 10.1 présente un exemple de dispositions légales (adoptées en Suède) incitant au recyclage des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères.

10.2.1 Rôles et attributions institutionnels

La législation peut être amenée à créer un organisme de coordination national pour l'utilisation des excreta et des eaux ménagères, et à mettre en place des entités locales pour gérer les schémas spécifiques. Cela suppose un certain degré d'autonomie par rapport au pouvoir central, et la possibilité soit de faire payer des droits pour la distribution des excreta et des eaux ménagères, soit de vendre la production agricole. Il peut être préférable de travailler dans le cadre institutionnel existant plutôt que d'en créer un nouveau.

Au niveau national, l'utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères en agriculture est une activité touchant aux attributions de plusieurs ministères et agences. En règle générale, le développement de politiques incitant à utiliser les excreta et les eaux ménagères fait appel à un processus consultatif associant différentes agences/institutions dont les attributions se recoupent. L'utilisation des eaux ménagères et excreta en agriculture peut être du ressort des ministères, pouvoirs publics ou agences suivants, par exemple :

- *Ministère de l'Agriculture* : planification globale des projets ; gestion des biens fonciers appartenant à l'État ; installation, exploitation et maintenance des

infrastructures d'irrigation; recherche et activités connexes (formation, notamment); contrôle de la commercialisation des produits.

- *Ministère de l'Environnement*: fixation des normes de qualité applicables au traitement des excréta et des eaux ménagères et aux effluents, compte tenu des impératifs environnementaux; mise en place des pratiques de protection des ressources en eau (eaux de surface et eaux souterraines) et de l'environnement; établissement des protocoles de surveillance et d'analyse; gestion et validation des processus d'évaluation de l'impact environnemental.
- *Ministère de la Santé*: protection de la santé, en particulier par l'établissement d'objectifs sanitaires (pour les excréta et les eaux ménagères traités, les produits cultivés, les mesures de protection de la santé); procédures de surveillance, méthodes et calendriers d'épandage des excréta et des eaux ménagères traités; éducation à la santé; surveillance et traitement des maladies; gestion et validation des processus d'évaluation de l'impact sur la santé.
- *Ministère chargé des Ressources en eau*: intégration de l'utilisation des excréta et des eaux ménagères dans la planification et la gestion des ressources en eau.
- *Ministère de l'Énergie*: intégration de la production d'énergie par traitement anaérobie des excréta et des eaux ménagères aux plans nationaux pour l'énergie.
- *Ministère de l'Éducation*: élaboration de curriculums dans le domaine de l'assainissement, de l'hygiène individuelle et domestique et des pratiques d'utilisation sans risque des excréta et des eaux ménagères.
- *Ministère chargé des Travaux publics/des Collectivités locales*: collecte, traitement et utilisation des excréta et des eaux ménagères.
- *Ministère des Finances et de la planification économique*: évaluation économique et financière des projets; contrôle des importations; mise au point de mécanismes de financement pour les infrastructures de transport, de traitement et d'utilisation des excréta et des eaux ménagères.

D'autres ministères ou agences gouvernementales peuvent être impliqués, par exemple ceux chargés de la gestion du foncier, du développement rural, des coopératives ou de la condition féminine.

La coopération entre les agences concernées nécessite une communication efficace entre les équipes techniques. Certains pays, notamment ceux qui sont confrontés à une pénurie d'eau, peuvent trouver avantageux de mettre en place un organe exécutif tel qu'un comité technique permanent interinstitutionnel, sous l'égide d'un ministère pilote (Agriculture ou Ressources en eau), ou éventuellement une organisation spécifique (avec des sources de financement publiques et privées), chargée du développement, de la planification et de la gestion des projets d'utilisation des excréta et des eaux ménagères. Les spécialistes participant à ces structures seront appelés à développer des compétences en matière de négociation et de prise de décision intersectorielle.

Dans de nombreux pays, la création d'un comité *ad hoc* peut être suffisante. Une autre solution consiste à confier à des organismes existants la responsabilité de ces questions intersectorielles ou d'une partie de ces questions: ainsi, un Conseil national de l'eau peut se voir confier la responsabilité de l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères dans l'aquaculture/l'agriculture/la production d'énergie. Ces structures doivent être habilitées à convoquer un comité constitué de représentants des différentes agences ayant des responsabilités à cet égard, qui mettra quant à lui en place un mécanisme interinstitutionnel ou interministériel d'information des tiers sur les enjeux/les possibilités en matière de développement de démarches sûres dans ce domaine.

En Ouganda, par exemple, un Comité de pilotage interministériel a été créé pour définir les orientations politiques et stratégiques et surveiller les activités ayant trait à l'approvisionnement en eau, à l'assainissement et à l'hygiène. Il était constitué des secrétaires permanents et des directeurs des ministères de la Santé, de l'Eau, de l'Aménagement du territoire et de l'environnement, du Genre, du Travail et du développement social, des Collectivités locales, de l'Education et des sports, de la Planification financière et du développement économique. Ce comité avait pour mission de passer en revue l'ensemble des politiques d'approvisionnement en eau, d'assainissement et d'hygiène, de coordonner les activités sectorielles et de favoriser leur convergence, et de promouvoir les changements nécessaires dans les politiques servant de cadre aux programmes et aux projets sectoriels.

Dans les pays dotés d'une administration fédérale plus ou moins décentralisée, il importe que ce type de dispositions visant à assurer la collaboration entre institutions interviennent à un niveau approprié. Alors que le cadre général des politiques et normes d'utilisation des eaux ménagères et des excreta peut être défini au niveau national, ce sont les institutions régionales qui ont à les interpréter et à les adapter pour qu'elles soient correctement mises en œuvre au niveau local.

La collecte individuelle des eaux ménagères et des excreta et la gestion des schémas correspondants se fait souvent sous le contrôle des autorités municipales. Si l'utilisation des eaux ménagères et des excreta doit être encouragée dans le cadre d'une politique nationale, il faut veiller à la coordination et à la définition des relations entre les administrations locales et nationales. Il peut être nécessaire que le gouvernement national offre des incitations aux collectivités locales pour promouvoir l'utilisation sans risque des eaux ménagères et des excreta, mais il faut que des sanctions puissent être prises pour garantir que les schémas soient appliqués sans risque majeur pour la santé publique.

Les collectivités locales sont généralement habilitées à élaborer leur propre réglementation dans le cadre juridique national. Elles doivent notamment pouvoir collecter des droits pour le traitement des eaux ménagères et des excreta ou pour d'autres types de services, délivrer des autorisations, exercer des missions d'inspection, imposer des restrictions sur les produits, inspecter les marchés et développer des équipements décentralisés pour le traitement et l'utilisation des eaux ménagères et des excreta.

Les autorisations peuvent être délivrées par l'administration locale pour l'agriculture ou les ressources en eau, ou par l'organisme chargé de contrôler le système de distribution des eaux ménagères et des excreta en cas d'utilisation d'excreta et d'eaux ménagères provenant d'un réseau de transport public. La délivrance de ce type de permis devrait être conditionnée par le respect des règles sanitaires applicables aux méthodes d'épandage, aux restrictions sur les produits et à la prévention de l'exposition.

Il est courant, pour les agences administrant la distribution des eaux ménagères et des excreta, de traiter avec les propriétaires via des associations d'utilisateurs, qui émanent parfois d'institutions traditionnelles. Les permis d'utiliser les eaux ménagères et les excreta peuvent alors être délivrés aux associations, ce qui représente une simplification des tâches administratives et évite d'avoir à traiter avec une multitude de petits propriétaires. Cela permet en outre de déléguer aux associations la charge de faire appliquer la réglementation dont le respect conditionne le renouvellement du permis.

Un comité mixte ou un conseil de gestion, composé par exemple de représentants de ces associations, de certains utilisateurs particulièrement importants, des autorités assurant la collecte et la distribution des eaux ménagères et des excreta, ainsi que des autorités sanitaires locales, doit être mis en place. Même dans les petites structures, une solution doit être trouvée, sous la forme, par exemple, d'un comité composé de représentants de

la collectivité, pour permettre aux utilisateurs de participer à la gestion du projet. Dans certains cas, les agriculteurs sont en mesure de négocier directement des contrats avec le service de traitement pour la fourniture d'eaux ménagères et d'excréta traités.

10.2.2 Autres rôles et attributions

Un grand nombre d'acteurs peuvent être impliqués dans l'utilisation sans risque des excréta et des eaux ménagères, qu'il s'agisse d'individus, de groupes, d'institutions ou d'organismes ayant chacun des besoins et des problèmes particuliers. Une analyse détaillée des différents acteurs est réalisée en principe au départ, pour identifier ceux qu'il faut prendre en compte et déterminer comment s'adresser efficacement aux principaux groupes et comment ils doivent être représentés.

L'analyse présentée ci-après donne un aperçu générique des acteurs potentiels intervenant dans les programmes d'utilisation des excréta et des eaux ménagères :

- *Utilisateurs des équipements d'assainissement* : il s'agit principalement des ménages. En zone rurale, les ménages sont généralement les décideurs responsables de la construction et de la maintenance des équipements d'assainissement ainsi que de la collecte et du traitement des excréta et des eaux ménagères ; en zone urbaine, les ménages peuvent être impliqués de façon marginale, des prestataires de service collectant les excréta et les eaux ménagères en vue de leur traitement secondaire hors site, le plus souvent à titre onéreux. Les ménages peuvent contribuer à faire évoluer le processus en adoptant de bonnes pratiques d'hygiène et d'assainissement, en innovant, en entreprenant des démarches, en parlant avec leurs voisins des solutions à apporter aux problèmes locaux et en incitant les représentants politiques à soutenir des solutions développées au niveau local.
- *Utilisateurs des excréta et/ou des eaux ménagères traités* : il peut s'agir des utilisateurs des équipements d'assainissement eux-mêmes, des agriculteurs proches des zones d'habitation ou, en zone urbaine, de maraîchers ou de communautés pratiquant l'agriculture (péri)-urbaine.
- *Organisations et groupes d'entraide communautaires* : ils aident les ménages en organisant la fourniture de différents services (maintenance des installations, collecte et traitement des produits de la collecte, par exemple) et l'utilisation des fertilisants obtenus au niveau de l'organisation communautaire ou de groupes de voisinage.
- *Organisations non gouvernementales* : elles fournissent des informations et mènent des actions de sensibilisation auprès des utilisateurs potentiels. Elles ont souvent aussi un rôle de conseil auprès des ménages en matière d'utilisation des systèmes d'assainissement, et aident les foyers (pauvres) dans leurs démarches auprès des institutions de financement et des municipalités, par exemple.
- *Prestataires de services* : les prestataires de services comprennent une série d'acteurs engagés dans des activités publiques ou privées sur le marché de l'offre de services. Il peut s'agir de planificateurs, consultants, producteurs/fournisseurs, entreprises de construction, fournisseurs d'utilités et entreprises intervenant dans la collecte, le transport et le traitement des excréta et des eaux ménagères. Les agriculteurs ont également un rôle de prestataires de services lorsqu'ils assurent la collecte et le traitement des excréta provenant des utilisateurs des équipements d'assainissement.
- *Développeurs et investisseurs* : la construction de logements peut être initiée par des développeurs et investisseurs du secteur public ou du secteur privé. La

décision des développeurs et des investisseurs de mettre en place des systèmes pour l'utilisation sans risque des excréta et/ou des eaux ménagères est étroitement liée, dans bien des cas, à la demande de produits traités. Ils participent souvent activement au processus de planification et de mise en œuvre d'un programme dans son entier.

- *Institutions financières* : la mise en place d'une nouvelle infrastructure nécessite généralement un financement pour les coûts d'investissement et d'exploitation.
- *Institutions de recherche* : il peut s'agir d'universités ou d'autres institutions ou organismes de recherche en mesure de fournir des données validées et des avis aux initiateurs de programmes, développeurs, municipalités ou organisations non gouvernementales.
- *Organisations internationales* : les organisations internationales peuvent veiller à ce que les financements externes soient liés à des actions de promotion de l'hygiène et à une offre de matériel d'assainissement adaptées ; orienter le choix des autorités vers des systèmes d'assainissement appropriés, moins onéreux et plus durables ; financer la recherche locale dans le domaine de l'assainissement ; élaborer des consignes et des outils destinés à favoriser les bonnes pratiques ; diffuser des informations ; soutenir activement l'idée de normes et standards techniques flexibles pour favoriser l'innovation dans l'utilisation des excréta et des eaux ménagères ; proposer une assistance pour l'adoption du cadre législatif et réglementaire nécessaire à une utilisation sans risque et à une valorisation efficiente des ressources dans le cadre des systèmes d'assainissement.

Le tableau 10.1 présente quelques-uns des facteurs pouvant inciter les différents acteurs à adopter des systèmes d'utilisation sans risque, ou les en dissuader. Une approche participative, permettant aux parties prenantes d'exprimer leurs motivations et leurs réserves, est essentielle. Il est tout aussi important de tenir compte des contraintes existantes. Il est conseillé de dresser un inventaire des motivations et des contraintes, et de l'adapter et de l'affiner tout au long du projet.

10.2.3 Droits d'accès

Les agriculteurs peuvent hésiter à installer des infrastructures ou des systèmes de traitement s'ils ne sont pas assurés de la pérennité de l'accès aux eaux grises et aux excréta. Des permis conditionnés par l'efficacité des pratiques sanitaires mises en œuvre par les agriculteurs peuvent réglementer cet accès. Une législation peut être nécessaire pour définir les droits d'accès des utilisateurs aux eaux ménagères et aux excréta ainsi que les pouvoirs des entités habilitées à accorder ou à réglementer ces droits.

10.2.4 Régime foncier

La sécurité d'accès aux eaux ménagères et aux excréta n'a pas grande valeur si elle ne va pas de pair avec une sécurité d'accès au foncier ou à l'eau. La législation existante est généralement adaptée à la plupart des situations, mais il peut être nécessaire de définir les droits de propriété sur des terres vierges récemment mises en culture. S'il est décidé de regrouper des parcelles agricoles individuelles dans une même structure de gestion, il peut être nécessaire de disposer du pouvoir d'expropriation.

10.2.5 Santé publique

Il est du ressort de la santé publique de définir les règles relatives aux restrictions sur les cultures et aux méthodes d'épandage, ainsi que les normes de qualité applicables aux

Tableau 10.1 Facteurs influant sur l'adoption de systèmes d'utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères

Principaux acteurs	Exemples de facteurs incitatifs	Exemples de contraintes
I. Utilisateurs des équipements d'assainissement : ménages, voisinage, touristes, élèves, salariés.	Absence d'odeur, amélioration de l'hygiène, stabilité de la structure, facteurs physiques locaux (nappe phréatique peu profonde, sol rocheux, etc.), réduction des coûts, amélioration du confort, de la qualité de vie, de la sécurité (implantation dans la maison), intérêt pour les produits traités, prestige, motifs écologiques, pénurie d'eau, fourniture d'eau irrégulière.	Habitudes, tabous, craintes relatives à l'hygiène, manque d'habitude, crainte d'une perte de confort, indisponibilité des éléments structurels, restrictions législatives, facteurs économiques (pour le démarrage, par exemple).
I. Utilisateurs des produits traités.	Motifs économiques, approvisionnement local fiable en intrants agricoles (eau, nutriments, matières organiques), augmentation des rendements permettant la commercialisation des produits ou la couverture des besoins familiaux, amélioration de l'autosuffisance, motifs écologiques.	Habitudes, tabous, absence de logistique, crainte d'une perception négative par les consommateurs, crainte d'effets négatifs à long terme sur les sols.
III. Organisations et groupes d'entraide communautaires.	Échec des systèmes d'assainissement classiques/ existants, amélioration de la qualité de vie, Agenda 21, OMD, intérêt pour les produits traités, réduction des coûts, facteurs physiques locaux (nappe phréatique peu profonde, sol rocheux, etc.).	Habitudes, tabous, manque d'information, financement insuffisant, législation inadaptée, influence des groupes d'intérêt, craintes relatives à l'hygiène.
IV. Organisations non gouvernementales.	Échec des systèmes d'assainissement classiques/ existants, motifs économiques, écologiques, valorisation des produits traités dans l'agriculture, amélioration de la qualité de vie, etc.	Habitudes, tabous, manque d'information, financement insuffisant, législation inadaptée, influence des groupes d'intérêt, craintes relatives à l'hygiène.
V. Autorités locales, institutions gouvernementales.	Motifs politiques, économiques, écologiques, Agenda 21, OMD, échec des systèmes d'assainissement classiques/ existants, possibilité de soutien financier, durabilité du système, contribution à l'autosuffisance au niveau régional, promotion de l'agriculture (urbaine), création d'emplois (et de revenus), sécurité à long terme des services (fourniture d'eau, etc.).	Habitudes, tabous, manque d'information, manque de fonds de lancement, financement insuffisant, surveillance du traitement/de la manipulation, etc. plus difficile dans le cas des systèmes décentralisés, méfiance à l'égard de systèmes alternatifs, technologie non reconnue comme conforme à l'état de l'art, résistance au changement, contradiction avec le cadre légal existant/ les plans à long terme, puissant lobby de l'industrie des systèmes classiques d'assainissement centralisé, corruption.

<p>VI. Prestataires de services : planificateurs/ consultants, maîtres d'œuvre, fournisseurs de services de maintenance, fabricants d'équipements, prestataires dans le domaine de la collecte, du traitement, du transport et de la commercialisation des produits traités.</p>	<p>Profits accrus, ouverture d'un nouveau marché potentiellement considérable, demande/besoin d'un produit particulier, acquisition d'un savoir-faire, motifs éthiques/ écologiques.</p>	<p>Absence de maîtrise technique, absence de produits, législation inadaptée, manque d'outils appropriés, intérêts économiques des monopoles de l'eau (des déchets), crainte de l'échec (risque économique), systèmes non encore reconnus comme conformes à l'état de l'art, réticence à faire l'effort supplémentaire requis, manque d'expérience de la planification/ participation décentralisée, manque de fonds de lancement, crainte d'une réduction des marges bénéficiaires dans le cas des projets à petite échelle/décentralisés, obstacles réglementaires.</p>
<p>VII. Développeurs et investisseurs.</p>	<p>Attractivité accrue des projets réalisés (éco-label), « gestion » sûre (en particulier dans les régions touristiques), satisfaction des utilisateurs, motifs économiques, exigences légales.</p>	<p>Absence de logistique de service, habitudes, tabous, manque d'information, de fonds de lancement, surveillance du traitement/ de la manipulation, etc., plus complexe dans le cas des systèmes décentralisés, méfiance à l'égard des systèmes alternatifs, technologie non reconnue comme conforme à l'état de l'art, résistance au changement, contradiction avec le cadre juridique/ les plans à long terme existants, puissant lobby de l'industrie des systèmes classiques d'assainissement centralisé, corruption, diminution des « commissions » sur les projets.</p>
<p>VIII Institutions financières.</p>	<p>Motifs économiques, échec des systèmes classiques/ existants, amélioration de la durabilité, garantie de remboursement du crédit.</p>	<p>Absence d'instruments de financement spécifiques, technologie non reconnue comme conforme à l'état de l'art, besoin de recherche et développement.</p>
<p>IX. Organismes de recherche.</p>	<p>Besoin de recherche et développement, disponibilité de fonds pour la recherche, motifs écologiques.</p>	<p>Disponibilité de fonds pour la recherche, prestige.</p>
<p>X. Organisations internationales.</p>	<p>Motifs politiques, amélioration de la santé publique, objectifs de développement répondant aux besoins des plus pauvres, amélioration des ressources, durabilité sociale/ économique/ écologique, Agenda 21, OMD, échec des systèmes d'assainissement classiques/ existants.</p>	<p>Culture, habitudes, tabous, manque d'information, surveillance du traitement/ de la manipulation plus difficile dans les systèmes décentralisés, méfiance à l'égard de systèmes innovants, résistance au changement, contradiction avec le cadre juridique existant, puissant lobby de l'industrie de l'assainissement classique.</p>

Source: adapté de GTZ (2003); UNESCO/GTZ (2006).

eaux ménagères et aux excréta traités, ce qui peut nécessiter de compléter la réglementation existante. Ces exigences ont trait à l'épandage ou à la période de retrait entre l'épandage et la récolte. Elles couvrent également d'autres aspects de la protection de la santé, comme la promotion de l'hygiène et diverses mesures sanitaires, la santé au travail, l'hygiène alimentaire, pour lesquels il n'est généralement pas nécessaire de prévoir de nouvelles dispositions. Les consommateurs sont également en droit d'exiger des produits sains.

La législation relative à l'utilisation des excréta et des eaux ménagères, qui vise à la protection de la santé publique, doit être fondée sur les objectifs et les mesures sanitaires décrits aux chapitres 4 et 5 du présent volume des Directives.

10.3 Réglementation

La réglementation est l'ensemble des règles spécifiant les actions à entreprendre par les utilisateurs d'excréta et d'eaux ménagères (individus, collectivités, etc.). Elle résulte généralement d'un processus consultatif mené par une autorité administrative jouissant d'une délégation de pouvoir en matière législative. La réglementation régissant l'utilisation d'excréta et d'eaux ménagères doit avoir une visée pratique et privilégier la protection de la santé (d'autres aspects, tels que la protection de l'environnement, peuvent également intervenir). La réglementation doit aussi définir les exigences applicables pour l'obtention de permis, spécifier les démarches de gestion des risques exigées dans différents cas de figure, définir les règles de surveillance de la qualité de l'eau/des produits et de surveillance des maladies, et mettre au point des mécanismes de financement. Il est primordial que les règles fixées répondent à des critères de faisabilité adaptés aux données locales. L'encadré 10.2 donne un exemple de réglementation relative à l'utilisation des excréta et des eaux ménagères en Afrique du Sud, et l'encadré 10.3 décrit l'élaboration d'une réglementation municipale dans le cadre d'un processus consultatif associant diverses parties prenantes, à Tepoztlán, au Mexique.

Un cadre réglementaire peut être établi à partir des différentes mesures de protection de la santé (traitement des excréta et des eaux ménagères, restrictions d'utilisation, épandage, prévention de l'exposition). La réglementation existe parfois déjà pour certaines des mesures de protection. Sans des dispositions complémentaires relatives, par exemple, au contrôle de l'hygiène sur les marchés (équipements sanitaires et approvisionnement en eau appropriés, inspection des marchés, par exemple), des denrées alimentaires

Encadré 10.2 Réglementation nationale relative à la construction en Afrique du Sud

La Réglementation nationale relative à la construction stipule que le tout-à-l'égout et les toilettes chimiques sont les seuls types de toilettes acceptables à l'intérieur des bâtiments. Cela suppose que les municipalités soient toujours en mesure d'assurer le traitement des eaux d'égout et leur rejet en sécurité dans l'environnement. Il serait possible d'intégrer aux normes l'utilisation sans risque des excréta et des eaux ménagères en autorisant d'autres options techniques (toilettes ou systèmes de traitement et de stockage favorisant cette utilisation). La Réglementation nationale relative à la construction pourrait autoriser l'utilisation de systèmes alternatifs à condition que le propriétaire, par exemple, et/ou la municipalité puissent apporter la preuve qu'ils peuvent se conformer aux exigences d'exploitation et de traitement applicables à ces systèmes.

Encadré 10.3 Élaboration d'une réglementation municipale pour la ville de Tepoztlán, au Mexique

Les éléments d'un cadre réglementaire applicable au système d'assainissement d'une ville sont proposés à la municipalité de Tepoztlán au Mexique. La réglementation sera élaborée après une large consultation avec les principaux acteurs locaux et nationaux, parallèlement à des propositions de réformes institutionnelles de nature à assurer une mise en œuvre efficace. La réglementation municipale comprendra les spécifications suivantes :

- a. Principes et règles de base compte tenu des particularités de la municipalité.
- b. Règles relatives aux permis de construire et à l'aménagement de nouveaux quartiers.
- c. Politiques et procédures applicables à la gestion et à l'assainissement de l'eau, y compris en matière d'évaluation et de surveillance.
- d. Mesures et actions concrètes d'assainissement qui doivent être entreprises par la municipalité.
- e. Adaptation de la réglementation locale à la législation fédérale et régionale pour éviter les conflits de juridiction et promouvoir la convergence des juridictions.
- f. Mécanismes institutionnels de participation de la population locale au processus de gestion municipale dans des domaines spécifiques comme l'assainissement et, tout particulièrement, la surveillance.
- g. Définition de normes minimales de qualité des services publics offerts par la municipalité.
- h. Exigences applicables aux projets de logements pour en assurer la conformité à la réglementation relative à l'assainissement et à d'autres aspects.
- i. Mise en place d'un système d'incitations approprié pour la conversion et l'adaptation des systèmes classiques à des techniques d'assainissement alternatives permettant l'utilisation sans risque des excréta et des eaux ménagères.
- j. Mise en œuvre de registres et d'inventaires des eaux et des sols.
- k. Amélioration de la collecte à titre onéreux.

Une stratégie ascendante est donc proposée, dans laquelle une réglementation adaptée à une municipalité – celle de Tepoztlán – pourrait servir de modèle à d'autres municipalités et influencer graduellement sur la réglementation à d'autres niveaux de gouvernement.

cultivées conformément à la réglementation sur les excréta et les eaux ménagères peuvent être contaminées sur les marchés, ce qui compromet l'efficacité des mesures de santé publique appliquées en amont (voir les exemples d'activités pouvant requérir des dispositions réglementaires, au tableau 10.2).

10.4 Élaboration d'un cadre politique national

Lors de l'élaboration d'un cadre politique national pour l'utilisation sans risque des excréta et des eaux ménagères en agriculture, il importe de définir les objectifs, d'évaluer le contexte politique et de définir une démarche nationale.

10.4.1 Définition des objectifs

L'utilisation des eaux ménagères et des excréta peut répondre à un ou plusieurs objectifs. La définition de ces objectifs peut aider à engager le processus de planification et de mise en œuvre (Mills & Asano, 1998). Les principaux objectifs sont par exemple les suivants :

Tableau 10.2 Exemples d'aspects pouvant être couverts par la réglementation

Composantes du système	Aspects réglementés
Eaux ménagères et excreta	Droits d'accès ; tarifs ; gestion (municipalités, communautés, groupes d'utilisateurs, etc.)
Transport	Responsabilité en matière de construction d'infrastructure, d'exploitation et de maintenance, coûts de vidange, camions de livraison
Traitement	Exigences en matière de traitement, selon l'usage final ; exigences relatives aux processus
Surveillance	Types de surveillance (surveillance des processus, analyses, paramètres, par exemple)
Épandage des eaux ménagères et des excreta	Clôture, création de zones tampon
Restrictions relatives aux produits	Types de produits autorisés, non autorisés, contrôle du respect de la réglementation, éducation des utilisateurs/du public
Prévention de l'exposition	Contrôle d'accès aux zones d'épandage (signalisation, clôture, par exemple), exigences relatives aux vêtements de protection, fourniture d'eau et d'équipements sanitaires pour les travailleurs, responsabilités en matière d'éducation à l'hygiène
Hygiène sur les marchés	Inspection des marchés, mise à disposition d'eau non contaminée et d'équipements sanitaires appropriés sur les marchés
Autorités financières	Mécanismes de tarification, de collecte des amendes
Application de la réglementation	Mécanismes assurant le respect de la réglementation

- favoriser le développement économique national ou local ;
- augmenter la production agricole ;
- augmenter la production d'énergie ;
- accroître les ressources en eau douce et valoriser les eaux ménagères et les excreta ;
- assurer une gestion rentable des eaux ménagères et des excreta tout en protégeant l'environnement ;
- améliorer les revenus, la sécurité alimentaire et/ou la nutrition des ménages.

Lorsque les eaux ménagères et les excreta sont déjà utilisés, les objectifs peuvent être d'intégrer des mesures de protection de la santé et de l'environnement aux stratégies de gestion, ou d'améliorer la production ou les rendements en optimisant les pratiques.

10.4.2 Analyse du cadre politique existant

Un cadre politique formel et informel adapté peut favoriser l'utilisation et la gestion sans risque des excreta et des eaux ménagères. Il faut intégrer les pratiques, habitudes et coutumes existantes pour comprendre quelles sont les mesures qui permettront de réduire les risques et de tirer pleinement parti de la valorisation.

Le cadre politique existant peut être favorable, défavorable ou neutre pour ce qui est de l'utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères. La démarche la plus efficace consiste à se placer sous l'angle de « ce qui n'est pas strictement interdit » plutôt

que de « ce qui est expressément autorisé ». L'analyse doit porter sur toute la chaîne de manipulation, depuis le point de génération au niveau des ménages jusqu'à la consommation des produits cultivés, en passant par le transport, le stockage, le traitement et l'utilisation. Il est judicieux de coordonner les diverses autorités/agences intervenant au niveau de la collectivité, et l'analyse du cadre existant doit être guidée par cet objectif.

Compte tenu de la variabilité du contexte juridique, institutionnel, culturel et religieux, il n'est pas possible de recommander à titre général une méthodologie spécifique pour l'analyse des institutions. Les questions du tableau 10.3 ne doivent être considérées que comme des exemples permettant une démarche structurée d'identification du système. L'objectif est-il d'utiliser les excreta et les eaux ménagères au niveau des ménages, et de leur déléguer les responsabilités correspondantes ? Ou le système doit-il être géré par une municipalité ? Quels sont les permis nécessaires ? Les agriculteurs locaux peuvent-ils vendre leur production s'ils utilisent ces substances ? Le cadre n'a pas à prescrire une technologie spécifique, mais doit être fondé sur les principes de protection maximale de la santé publique et de l'environnement, et d'identification des changements nécessaires dans le cadre institutionnel existant. Une fois achevée la phase d'analyse, il est conseillé d'élaborer un plan d'action.

10.4.3 *Élaboration de plans d'actions*

L'analyse du cadre législatif existant peut faire apparaître que de nouvelles institutions, lois ou réglementations sont nécessaires ou que le cadre existant doit être modifié pour permettre l'utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères.¹ Les tâches nouvelles dans le cadre modifié peuvent être inscrites dans des plans d'action. Ces plans doivent être orientés sur les résultats, avec des mécanismes de suivi. Pour l'élaboration d'un plan d'action, les éléments suivants sont à prendre en compte, en particulier :

- **Réforme institutionnelle**
 - introduction de l'assainissement et du recyclage des ressources dans les documents stratégiques de réduction de la pauvreté
 - attribution de pouvoirs nouveaux ou différents aux entités existantes
 - mise en place d'autorités nouvelles ou attribution de nouvelles missions aux autorités existantes
 - élaboration de politiques nouvelles (voir plus haut les éléments-clés des politiques d'assainissement)
 - coordination des politiques
 - création d'incitations économiques, suppression des obstacles économiques
 - législation/réglementation nouvelle/modifiée²
 - identification des normes de qualité environnementale, par exemple, ou du délai à respecter entre l'amendement par excreta/eaux ménagères et la récolte

¹ Le changement institutionnel est un processus complexe qui dépend (i) des caractéristiques de stabilité des institutions, (ii) des sources du changement, (iii) de l'agent de ce changement et (iv) de l'orientation du changement et du chemin suivi (North, 1990). Les institutions évoluent en principe de façon incrémentale, et non instantanée, ce qui signifie que les facteurs bénéfiques à court terme se cumulent pour créer la voie du changement à long terme (Seppälä, 2002).

² La législation/la réglementation doit créer des conditions privilégiant l'innovation (pour ce qui est tant des technologies que des mécanismes de financement) ; définir les règles de coopération entre les principaux acteurs, y compris le secteur privé ; allouer des ressources financières au développement des capacités, à la formation et à la surveillance de la mise en œuvre et de la maintenance (OMS, 2004a).

Tableau 10.3 Questions structurées fournissant les éléments nécessaires à une analyse institutionnelle de l'utilisation des excréta et des eaux ménagères

Questions sur . . .	Exemples de questions à poser
. . . le cadre juridique	<p>Le cadre juridique existant est-il adapté à la gestion de l'utilisation des excréta et des eaux ménagères ?</p> <p>Les réglementations existantes sont-elles adaptées ? Ou sont-elles en conflit avec les résultats attendus ?</p> <p>Les politiques nationales dans ce domaine sont-elles fondées sur les niveaux appropriés du droit ? Y a-t-il des barrières ou obstacles liés au fondement juridique de l'utilisation des excréta ou des eaux ménagères ?</p> <p>Ces politiques sont-elles suffisamment globales pour permettre aux institutions d'élaborer sur leurs bases des stratégies et des plans d'action ?</p> <p>Ces politiques nationales sont-elles compatibles avec les politiques et réglementations nationales relatives, par exemple, à l'environnement, à la santé publique, à l'éducation et à la décentralisation ?</p> <p>Les politiques sont-elles plus adaptées à un ou plusieurs groupes ou domaines cibles (zones urbaines, petites villes, zones rurales, par exemple) ?</p> <p>Des lois ou règlements couvrent-ils les responsabilités des propriétaires en matière de fourniture d'équipements de stockage ou de traitement adaptés aux locataires ?</p> <p>Quels sont les enjeux et possibilités offertes par le code de l'aménagement du territoire et le code de la construction ? Quels sont les critères de délivrance de permis de construire ou les restrictions en la matière ?</p> <p>Quelles sont les dispositions des normes et documents techniques ?^a</p> <p>Dans quelle mesure les voisins peuvent-ils faire valoir leur point de vue sur l'usage des terres ? Ces droits posent-ils des problèmes ?</p> <p>Qui détient le droit d'usage de la ressource (eau, par exemple) ?</p> <p>Le propriétaire des terres ou de l'eau, par exemple, peut-il prétendre à une indemnisation ?</p> <p>Que prévoit la législation sanitaire ?</p> <p>Que prévoit la législation sur la protection contre les maladies infectieuses ?</p> <p>Des normes de qualité environnementale s'appliquent-elles à la qualité des effluents ?</p> <p>Y a-t-il des obstacles législatifs à la commercialisation de produits cultivés avec des excréta humains ?</p> <p>Une autorisation ou une notification est-elle nécessaire pour certains aspects du schéma de recyclage ?</p> <p>Y a-t-il une législation empêchant, en pratique, le développement de systèmes d'assainissement orientés sur le recyclage ?</p> <p>Qui est chargé de faire appliquer les règles ?</p> <p>Quel est le statut légal des excréta et des eaux ménagères ? Sont-ils couverts ou exclus ?</p> <p>Comment est réglementé le flux des différentes fractions (flux séparés pour les excréta et les eaux ménagères tout au long de la chaîne de collecte/transport/ utilisation) ?</p> <p>Le cadre juridique existant oriente-t-il les flux d'excréta et d'eau ménagères vers l'utilisation ou vers l'assainissement/rejet ?</p> <p>Qui a un droit d'accès aux excréta et aux eaux ménagères ?</p> <p>Y a-t-il des normes de qualité applicables aux excréta et aux eaux ménagères, aux restrictions sur l'utilisation agricole, aux méthodes d'épandage, à la santé au travail, à l'hygiène alimentaire, etc. ?</p> <p>Qui est chargé d'élaborer la législation/la réglementation à différents niveaux ?</p> <p>Quelles sont les normes appropriées pour l'utilisation des excréta et des eaux ménagères ?</p>

- Les lois et règles existantes et, dans bien des cas également, la législation réformée doivent être mieux appliquées, ces deux aspects étant essentiels et intimement liés. De meilleures règles peuvent favoriser des politiques différentes et aider, en particulier, à obtenir que les dispositions soient mieux respectées. Cependant, les lois et règles nouvelles doivent être couplées à des mesures concrètes et spécifiques pour l'application et le respect de la loi.
 - réallocation des ressources financières
 - création de mécanismes de suivi
 - création de mécanismes financiers permettant l'utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères (microfinance, fonds revolving, etc.)
 - parachèvement des processus de décentralisation³
- **Changement de méthodes de travail**
 - implication continue des parties prenantes pour que la législation/la réglementation soit viable et acceptée par le public
 - amélioration de la coopération entre les autorités existantes
 - conduite de démarches de planification intégrées⁴
- **Pilotage**
 - Si le cadre institutionnel n'inclut pas l'utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères, l'identification des possibilités de dérogation pour des projets pilotes peut être essentielle, au stade de la prise de décision. Les programmes doivent être intégrés et couvrir l'assainissement, la santé et l'hygiène, le recyclage des nutriments/ressources et la sécurité alimentaire.
- **Information, éducation, communication**
 - campagnes de sensibilisation à différents niveaux⁵
 - élaboration de directives locales pour l'utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères dans l'agriculture

³ Si une démarche d'assainissement environnemental centré sur les ménages est appliquée lors de la planification de services d'assainissement urbains, il importe de décentraliser les pouvoirs et les fonctions, car une telle démarche fait appel à une approche tant ascendante que descendante de la planification (WSSCC, 2005).

⁴ L'assainissement écologique axé sur les ménages est une approche multi-secteurs et multi-acteurs de la fourniture de services urbains d'assainissement écologique, couvrant non seulement l'assainissement proprement dit, mais aussi les eaux pluviales et les déchets solides, ainsi que l'approvisionnement en eau. La possibilité est ainsi donnée aux parties prenantes de participer à la planification, à la mise en œuvre et à l'exploitation des services d'assainissement écologique, ce qui devrait accroître leur durabilité (WSSCC, 2005).

⁵ La principale raison justifiant des actions de sensibilisation, au niveau des décideurs, en ce qui concerne l'utilisation des excreta et des eaux ménagères, est que les possibilités offertes par ce type d'action sont relativement mal connues. Cependant, l'utilisation des eaux usées à grande échelle, sans encadrement réglementaire, est pratiquée aujourd'hui dans un grand nombre de villes (Dakar, par exemple), même si le principal motif pour lequel les agriculteurs détournent les eaux usées brutes et les utilisent dans l'agriculture et l'horticulture est peut-être plus le besoin d'eau que de nutriments. Les campagnes de sensibilisation à l'intention des agriculteurs devraient donc porter sur les risques pour la santé liés à l'utilisation d'eaux ménagères/d'excreta bruts, et souligner l'intérêt des nutriments contenus dans les excreta traités. La sensibilisation à l'utilisation sans risque des excreta et des eaux ménagères s'adresse également aux ingénieurs, aux concepteurs et même aux professionnels de l'assainissement. Le besoin de fait sentir à tous les niveaux d'élargir le débat sur le rôle et les objectifs de l'assainissement.

- mesures de développement des capacités (consistant par exemple à réunir plus de ressources, renforcer les institutions, assurer des formations et développer les compétences ; OMS, 2004a)
 - formation des personnes établissant la réglementation, pour qu'elles sachent comment soutenir, réglementer et contrôler les systèmes de façon à assurer une utilisation sans risque.
- partage d'informations lors de conférences, ateliers, forums
- programmes d'information et d'éducation (voir, par exemple, le guide OMS sur la promotion de l'assainissement et de l'hygiène ; OMS, 2005b).

10.4.4 Recherche

Des recherches sur la réduction des impacts sur la santé liés à l'utilisation agricole des excreta et des eaux ménagères devraient être menées par les institutions nationales, universités et autres centres de recherche. Il importe de conduire les études au niveau national, car les données relatives aux conditions locales, essentielles pour définir des mesures de protection sanitaire adaptées, peuvent varier considérablement d'un pays à l'autre. Des schémas pilotes peuvent être conçus pour étudier la faisabilité des mesures de protection sanitaire et répondre aux questions relatives à la production. Dans les cas où l'utilisation des excreta et des eaux ménagères est pratiquée de façon diffuse, à petite échelle, souvent au niveau des ménages, la recherche nationale peut être appelée à valider des mesures de protection sanitaire et à mettre au point des guides et des normes applicables par les petites exploitations agricoles. Les résultats de recherche doivent être diffusés à divers groupes d'acteurs, sous une forme adaptée à leurs besoins.

Un projet pilote est particulièrement utile dans les pays ayant peu ou pas d'expérience de la gestion des utilisations agricoles des excreta et des eaux ménagères, ou lorsque l'introduction de nouvelles techniques est envisagée. La protection sanitaire est un élément important, mais il y a aussi d'autres questions auxquelles il peut être difficile de répondre sans une expérience locale du type de celle que peut apporter un projet pilote. Il peut s'agir d'aspects techniques, sociaux et économiques importants. Un schéma pilote aidera à identifier les risques potentiels pour la santé et à mettre au point des méthodes de prévention correspondantes.

Les projets pilotes doivent être planifiés – c'est-à-dire que diverses cultures (anciennes et nouvelles) doivent être étudiées avec des taux d'épandage différents. Il faut recueillir des données sur les rendements, mais aussi sur les niveaux de métaux toxiques, composés chimiques et agents pathogènes relevés en général dans les déchets locaux, ainsi que sur leurs effets sur l'environnement.

Il faut donc planifier avec soin les projets pilotes, pour ne pas sous-estimer le travail, conduire le projet au mieux et ne pas être obligé de recommencer l'étude. Après la période expérimentale, un projet pilote réussi peut déboucher sur un projet de démonstration comportant des mesures de formation des opérateurs et agriculteurs locaux.

L'utilisation sans risque des eaux ménagères et des excréta requiert l'adoption d'une démarche de planification appropriée, au niveau national mais aussi pour chaque projet, dans laquelle la santé doit constituer la première priorité. Les stratégies de planification, qui comprennent la communication avec les différents groupes d'acteurs, ont été traitées au chapitre 10. Le présent chapitre porte sur les autres aspects de la planification et de la mise en œuvre, en particulier dans le cadre de la planification d'un projet local.

■ 11.1 Adoption d'une démarche de planification appropriée

Diverses sources traitent dans le détail de la planification et du développement de programmes d'assainissement (WSSCC, 2005, par exemple). Ces informations peuvent servir de base pour la définition de nouveaux programmes. La planification de systèmes conçus pour l'utilisation des excréta et des eaux ménagères doit prendre en compte des éléments spécifiques répondant aux exigences d'une démarche axée sur la sécurité d'utilisation :

- *Intégrer les aspects relatifs à la sécurité d'utilisation lors de l'évaluation de la situation sanitaire initiale et tout au long de la démarche de planification et de conception* : au stade de la planification des systèmes permettant l'utilisation sans risque des excréta et des eaux ménagères, un large spectre de questions doit être examiné. Il faut notamment évaluer la situation agricole initiale, le type de produits cultivés et les pratiques agricoles, en particulier les besoins en eau et en fertilisants, les équipements agricoles et les pratiques d'irrigation. La qualité de l'eau utilisée pour l'irrigation influe sur les risques relatifs de contamination, de même que les pratiques d'élevage, les modes de traitement et de mise en œuvre du fumier et les pratiques courantes et traditionnelles de fertilisation et de préservation des sols. La productivité, les coûts et les bénéfices, la façon dont les agriculteurs et les consommateurs perçoivent l'utilisation de fertilisants artificiels, de fumier, d'eaux usées, d'eaux ménagères et d'excréta humains traités, et une série d'autres aspects, doivent également être pris en compte. En dehors de l'agriculture classique, les excréta et les eaux ménagères peuvent être et ont été utilisés comme fertilisants dans la sylviculture et l'aquaculture (voir le volume III des Directives), par exemple, ainsi que pour les cultures maraîchères ou pour la production d'énergie.
- *Intégrer les aspects relatifs à l'approvisionnement en eau* : la séparation à la source des excréta et des eaux ménagères permet de réduire la quantité d'eau propre utilisée par les ménages (pour le transport des excréta dans les systèmes de tout-à-l'égout, par exemple), et conduit souvent à revoir et à modifier les réseaux d'approvisionnement en eau.
- *Intégrer les aspects relatifs à la planification urbaine* : pour favoriser une utilisation des excréta et des eaux ménagères aussi proche que possible de leur source et limiter le transport des matières, une coordination avec les responsables de l'urbanisme peut être nécessaire sur les points suivants, par exemple : mise à disposition d'espace pour l'intégration d'un marais artificiel dans un parc urbain, soutien à l'agriculture urbaine, mise en place de prestations de service de voisinage, à petite échelle, avec une zone réservée au traitement et au stockage des excréta.

- *Intégrer les aspects relatifs à la gestion des déchets solides*: la collecte, le transport, le traitement et l'utilisation de fèces déshydratées et compostées, par exemple, peut s'inscrire dans un programme de gestion des déchets solides. Dans de nombreux pays, les responsables de la gestion des déchets solides ont une grande expérience de l'organisation des systèmes de collecte et de recyclage, et disposent également des compétences commerciales requises.
- *Envisager une plus grande diversité de systèmes d'assainissement*: il existe une large gamme de solutions techniques et opérationnelles permettant l'utilisation des excréta et des eaux ménagères (voir le chapitre 5). Les concepteurs peuvent envisager une série d'options adaptées aux conditions locales. Pour les utilisateurs, la possibilité de choisir entre différentes options techniques efficaces et correspondant à leurs besoins et à leurs possibilités financières est essentielle. Les concepteurs doivent étudier les conditions requises, du point de vue institutionnel et en matière de gestion, pour différentes options d'utilisation des excréta et des eaux ménagères.
- *Appliquer des critères de décision et d'évaluation innovants et plus larges pour les services d'approvisionnement en eau et d'assainissement*: l'utilisation des excréta et des eaux ménagères repousse les limites des systèmes d'assainissement, en y faisant entrer des considérations relatives à l'agriculture, à la production d'énergie, à la nutrition et à la santé publique. Les critères d'évaluation classiques (paramètres limitant le rejet dans les étendues et cours d'eau récepteurs, par exemple) sont insuffisants pour évaluer des options d'assainissement alternatives. Les critères de prise de décision doivent permettre le choix de systèmes durables, et intégrer des considérations relatives à la préservation des ressources et à l'impact sur la santé, des aspects économiques, environnementaux et sociaux et des données techniques sur la fonctionnalité du système.
- *Fournir aux parties prenantes les informations nécessaires pour leur permettre un «choix éclairé»*: l'étendue des solutions possibles pour le recyclage et l'utilisation en sécurité des excréta et des eaux ménagères est souvent ignorée de la plupart des acteurs (décideurs compris), ce qui limite leur aptitude à faire des choix éclairés en ce qui concerne le système d'assainissement et ses composants. Des mesures d'information et de sensibilisation appropriées sont donc nécessaires.

Il est en outre bénéfique d'appliquer les principes suivants :

- intégrer aux instruments de planification les aspects ayant trait à l'éducation, au développement des institutions et au renforcement des capacités ;
- accorder la plus grande importance à l'évaluation des besoins des utilisateurs du système d'assainissement, des utilisateurs finals des excréta et des eaux ménagères traités et des prestataires de service ;
- aborder la planification au niveau de petites unités, et d'un grand nombre d'options décentralisées.

Une intégration réussie des considérations applicables aux systèmes d'assainissement conçus pour une utilisation sans risque suppose une approche appropriée des processus de planification. Elle peut s'appuyer sur les Principes de Bellagio (encadré 11.1), élaborés par le groupe de travail *Environnemental Sanitation* du *Water Supply and Sanitation Collaborative Council* (WSSCC) et adoptés par ce dernier lors de son 5^e Forum en

Encadré 11.1 Les Principes de Bellagio

1) La dignité humaine, la qualité de vie et la sécurité de l'environnement au niveau des ménages doivent être au centre de la nouvelle approche, qui doit se faire l'écho et la garante des besoins et des demandes, au niveau tant local que national;

- Les solutions doivent être adaptées au cas par cas aux préoccupations sociales, économiques, sanitaires et environnementales les plus diverses;
- L'environnement des ménages et de la collectivité doit être protégé;
- Les possibilités économiques liées au recyclage et à l'utilisation des déchets doivent être exploitées.

2) Conformément aux principes de bonne gouvernance, les prises de décision doivent associer toutes les parties prenantes, en particulier les consommateurs et les prestataires de services;

- La prise de décision à tous les niveaux doit être fondée sur des choix éclairés;
- Les incitations à la fourniture et à l'utilisation de services et d'équipements doivent être en cohérence avec les buts et objectifs d'ensemble;
- Les droits des consommateurs et des prestataires doivent s'accompagner de responsabilités vis-à-vis de la collectivité humaine et de l'environnement au sens large.

3) Les déchets doivent être considérés comme une ressource, et leur gestion doit être holistique et s'inscrire dans une gestion intégrée des ressources en eau, des flux de nutriments et des déchets;

- Les intrants doivent être réduits, dans un souci d'efficacité et de protection de l'eau et de l'environnement;
- L'exportation de déchets doit être limitée à un minimum afin de favoriser l'efficacité et de limiter la propagation de la pollution;
- Les eaux usées doivent être recyclées et ajoutées au bilan hydrologique.

4) L'échelle de résolution des problèmes d'assainissement écologique doit être ramenée à la taille minimale praticable (ménage, collectivité, agglomération, district, bassin versant, ville) et la dilution des déchets doit être maintenue à un niveau aussi bas que possible;

- Les déchets doivent être gérés au plus près de leur source;
- L'utilisation d'eau pour le transport des déchets doit être réduite à un minimum;
- Les techniques d'hygiénisation et de valorisation des déchets doivent être développées.

novembre 2000 à Iguazu (Brésil). Ces principes appellent à faire évoluer dans le monde entier les politiques et les pratiques d'assainissement classiques (WSSCC/EAWAG/SANDEC, 2000).

Le WSSCC (WSSCC/EAWAG/SANDEC, 2004) a publié un guide pour la mise en œuvre des Principes de Bellagio, en faveur d'une approche écologique de l'assainissement, centrée sur les ménages et comportant deux composantes principales :

- 1) La planification des systèmes d'assainissement écologique doit être centrée sur les ménages, à la différence des démarches descendantes habituelles dans la planification centralisée. Les utilisateurs des services doivent avoir une voix décisionnelle en matière de conception des systèmes, et les questions d'assainissement doivent être traitées au plus près des sites concernés. Les ménages étant les acteurs-clés, la voix des femmes doit avoir un grand poids dans le processus

de planification ; le rôle de l'administration n'est plus celui de prestataire, mais de facilitateur.

- 2) Un système circulaire de gestion des ressources doit être mis en œuvre, privilégiant la préservation, le recyclage et la valorisation des ressources, à la différence du système linéaire actuel en matière de service d'assainissement.

■ 11.2 Planification d'un projet local : considérations spécifiques

Pour chaque projet, la planification doit intégrer une série d'aspects tels que les démarches participatives permettant d'associer les parties prenantes aux prises de décision, le traitement, les restrictions relatives aux cultures, l'épandage des déchets, la prévention de l'exposition humaine, les coûts, les aspects techniques, les services de soutien et la formation.

11.2.1 Démarches participatives

Les programmes d'assainissement et d'hygiène efficaces associent le choix d'une technologie adaptée à des interventions visant à faire évoluer les comportements. La modification des comportements passe par des mesures appropriées d'éducation à la santé, prenant en compte les facteurs culturels. Les individus ont besoin qu'on leur explique, dans des termes correspondant à leur mode de vie et à leur système de croyances, l'importance de pratiques d'hygiène telles que le lavage des mains pour la protection de la santé, l'usage des systèmes d'assainissement pour une gestion sans risque des excreta et des eaux ménagères, ou les règles de sécurité applicables au stockage et à la manipulation de l'eau de boisson et des aliments. La sensibilisation à l'importance de l'assainissement et de l'hygiène peut inciter à modifier les comportements dangereux. Le choix de techniques d'assainissement appropriées suppose de disposer de véritables solutions alternatives et de pouvoir opter pour celle qui correspond le mieux à un contexte donné.

Pour choisir une technologie adaptée, il faut disposer d'une évaluation de ses coûts (d'installation mais aussi d'exploitation et de maintenance) et d'informations sur son efficacité dans un environnement donné. Les démarches participatives telles que la méthode SARAR (Self-esteem, Associative strengths, Resourcefulness, Action-planning, and Responsibility) ou sa version adaptée aux problèmes d'hygiène et d'assainissement, la démarche PHAST (Participatory Hygiene and Sanitation Transformation) ont fait la preuve de leur efficacité pour l'extension des systèmes d'assainissement et l'adoption de comportements d'hygiène. SARAR a été utilisée avec succès comme outil central lors de la mise en place de programmes d'assainissement dans des contextes extrêmement divers (Mongolie, Kirghizistan, Mozambique, Afrique du Sud et Salvador). L'encadré 11.2 donne quelques exemples de la façon dont la méthode SARAR a été utilisée dans le cadre du projet TepozEco (projet municipal d'assainissement écologique de Tepoztlán, au Mexique).

11.2.2 Traitement

Les caractéristiques des différents modes de traitement disponibles (voir le chapitre 5) permettent de faire des choix en matière d'utilisation des nutriments et des produits d'amendement des sols issus des excreta ou des eaux ménagères.

Lorsque les excreta proviennent d'un grand nombre d'unités à petite échelle, il est impossible d'assurer pour chacune de ces sources la surveillance/vérification et l'évaluation de l'efficacité du traitement. Un traitement secondaire hors site est alors un choix

Encadré 11.2 Résultats obtenus au Mexique par la méthode SARAR

Depuis son lancement en 2003, le projet d'assainissement écologique TepozEco a utilisé les outils participatifs SARAR pour aider les différents groupes de la collectivité à mieux comprendre leur environnement et à développer des stratégies d'amélioration des services de l'eau et de l'assainissement. TepozEco a travaillé en relation étroite avec un groupe de jeunes de la communauté périurbaine de San Juan Tlacoenco. Les membres de ce groupe ont été formés pour promouvoir l'assainissement et faciliter le processus de prise de décision par la communauté. A San Juan, les outils SARAR ont été particulièrement précieux pour explorer la perception des problèmes et des besoins par la communauté et pour maintenir le centre de prise de décision dans la communauté elle-même. Exemples :

- Une adaptation d'un outil très polyvalent, le *tri en trois piles*, a été utilisée pour amener la communauté à analyser et prioriser différents services publics ; comme on pouvait le prévoir, l'eau et l'assainissement ont été placés en haut de la liste.
- Lors d'une session ultérieure, l'*échelle d'assainissement* a permis à la communauté d'identifier et de comparer les principales techniques d'assainissement accessibles, et de décider quelles options seraient les plus appropriées compte tenu du contexte local (sévères pénuries d'eau saisonnières ; absence, pour longtemps encore, de système d'égouts centralisé ; revenus modérés à bas ; besoin de fertilisants peu coûteux pour les cultures locales ; nécessité d'éviter la contamination des cours d'eau locaux, au sommet du bassin versant).
- Un exercice de *cartographie de la collectivité*, une *histoire à trou* et un jeu de *cartes* sur les comportements en matière d'hygiène ont aidé la communauté à identifier les interventions à risque, y compris en matière de gestion des eaux ménagères et des déchets solides.

Sarar Transformation SC, responsable de la coordination du TepozEco, en partenariat avec El Taller, une organisation non gouvernementale, a produit un kit d'éducation à l'assainissement écologique pour faciliter la réplique du processus dans d'autres programmes. Ce kit comprend une série de supports participatifs, ainsi que des *guides techniques* illustrés pour informer les communautés sous une forme rapide et facile à assimiler, afin de faire progresser les comportements en matière d'hygiène et d'assainissement et de favoriser l'utilisation en sécurité de fertilisants facilement accessibles.

Source : Sarar Transformación SC, Mexique, 2005 (R. Sawyer, communication individuelle)

éclairé, particulièrement en milieu urbain. La collecte, le traitement et l'utilisation des excréta peuvent présenter un attrait économique pour de petites entreprises. En zones rurales cependant, il peut être difficile de convaincre les agriculteurs utilisant depuis des années des excréta bruts de les traiter avant utilisation. C'est le rôle des spécialistes de l'éducation à la santé et des agents de vulgarisation.

Quelle que soit la méthode utilisée pour protéger la santé dans l'utilisation des excréta et des eaux ménagères, sa mise en œuvre exige dans bien des cas un changement de comportement pour un grand nombre d'utilisateurs. Cet aspect doit être intégré à un processus de sensibilisation. La commodité et l'intimité que procurent des toilettes installées dans la maison par rapport à la défécation en plein air, ajoutées à la possibilité de traiter les déchets, peuvent constituer un facteur de motivation.

11.2.3 Restrictions relatives aux cultures

Les restrictions relatives aux cultures sont relativement simples à mettre en œuvre lorsque les excreta et les eaux ménagères traités sont utilisés par des organisations peu nombreuses et relativement importantes, qu'il s'agisse d'entreprises privées, de coopératives, de fermes d'Etat ou des autorités municipales elles-mêmes. Elles peuvent être beaucoup plus difficiles à faire respecter par un grand nombre de petits agriculteurs. Les produits les plus susceptibles d'être exclus, tels que les légumes directement destinés à la consommation humaine, sont de ceux qui assureraient un rendement comptant plus élevé que l'utilisation des déchets pour la production de fourrages. S'il n'est pas impossible d'imposer des restrictions dans ce type de contexte, les chances de succès sont plus grandes dans les régions où les habitudes alimentaires limitent la demande de légumes crus et où il existe un marché pour d'autres types de cultures également profitables.

Dans certains pays, les structures et les procédures de planification existantes permettent un contrôle rigoureux de tous les produits cultivés, avec des inspections régulières des exploitations, et des sanctions en cas de non-respect des règles. Ces mécanismes peuvent être utilisés sans surcoût excessif pour contrôler la bonne application des restrictions relatives aux produits.

Lorsqu'il n'existe pas, localement, de procédures de contrôle des restrictions sur les cultures, leur faisabilité devrait être évaluée dans une zone test avant leur mise en œuvre à grande échelle. Ce type de test permettra en outre d'estimer les ressources nécessaires pour les faire appliquer, et d'établir quelles sont les mesures institutionnelles les plus adaptées pour la mise en place des restrictions.

Les restrictions ne sont pas toujours aussi faciles à faire appliquer que l'on pourrait le penser. Bien que la croissance d'une plante prenne généralement plusieurs mois et que des inspections puissent être menées sur toute cette période, les excreta et les eaux ménagères ne sont parfois appliqués que quelques jours par mois, ce qui permet de dissimuler ces pratiques même à un inspecteur vigilant.

11.2.4 Épandage

Les actions de vulgarisation agricole ou l'organisation d'Écoles d'agriculture de terrain sont souvent le meilleur moyen de promouvoir les pratiques d'hygiène dans l'épandage des excreta et des eaux ménagères en agriculture/horticulture. Lorsqu'un service municipal contrôle la source d'excreta ou de boues fécales traités, il peut être en mesure d'imposer l'épandage avant la période de récolte en ne fournissant les produits qu'à certaines périodes de l'année. Comme indiqué au chapitre 4, une période de retrait doit toujours être respectée, en complément du traitement sur site/hors site. Une autre solution peut être que l'agence contrôlant la distribution des excreta ou des eaux ménagères assume elle-même la responsabilité de l'épandage des produits traités et fasse payer ce service. Les travailleurs manipulant les excreta seraient alors les salariés d'une seule et même entité, ce qui faciliterait l'application des mesures de prévention de l'exposition.

La séparation à la source de l'urine et des fèces peut faciliter dans une large mesure l'épandage des excreta. Toutefois, si de grandes quantités de nutriments sont nécessaires, le transport des volumes d'urine correspondants peut être impraticable.

11.2.5 Prévention de l'exposition humaine

Les mesures visant à réduire l'exposition à des agents pathogènes liée à l'eau et à l'assainissement, et à promouvoir une gestion appropriée des cas, sont des composantes bien connues des soins de santé primaires. Elles incluent l'éducation à la santé, particulièrement à l'hygiène domestique.

Il va de soi qu'il faut avant tout assurer l'accès à une eau potable non contaminée et à un assainissement adapté. La prévention de l'exposition des utilisateurs d'excreta n'aura guère d'effet s'ils continuent à être exposés à des agents infectieux par l'eau de boisson et dans leur environnement domestique, du fait de l'absence de couverture de ces besoins élémentaires. Il est primordial que l'utilisation des excréta et des eaux ménagères n'entraîne pas une contamination des puits et autres sources d'eau de boisson du voisinage.

Lorsque des travailleurs salariés sont impliqués, il incombe à leur employeur de les protéger de l'exposition à des agents pathogènes, comme le prévoit dans de nombreux pays la législation sur la santé au travail. Il peut être nécessaire d'attirer l'attention des employeurs sur ce point, en leur indiquant les mesures à prendre, telles que la fourniture de vêtements de protection, chaussures et gants, en particulier, bien que leur port soit parfois inconfortable en région tropicale. Tout effort visant à promouvoir la fourniture de vêtements de protection par les employeurs doit s'accompagner d'un effort encore plus grand pour convaincre les salariés de les utiliser.

Les mesures de prévention de l'exposition chez les personnes manipulant les produits sont très proches des mesures applicables aux travailleurs agricoles. Lorsqu'un grand nombre de personnes travaillent pour un petit nombre d'employeurs, la prévention de l'exposition fait partie d'un programme général de santé au travail. En revanche, lorsqu'un grand nombre de petits commerçants interviennent dans la vente ou la préparation des produits, la mise en œuvre de mesures de prévention de l'exposition est plus difficile, à moins que tous ne soient réunis sur un marché. La plupart des marchés font l'objet d'inspections de santé publique, et des mesures élémentaires de prévention de l'exposition peuvent être utiles, que les produits vendus aient été ou non cultivés avec des déchets. Outre qu'elles protègent ceux qui manipulent les produits de la contamination, elles peuvent aussi contribuer à éviter que des produits sûrs ne soient contaminés par ceux qui les manipulent. Les marchés sont également un lieu approprié pour informer les consommateurs des précautions d'hygiène à appliquer aux produits alimentaires qu'ils achètent.

Les résidents qui n'interviennent pas dans l'utilisation des excréta ou des eaux ménagères sont les mieux placés pour veiller à ce que leur santé ne soit pas mise en danger par ceux qui sont directement impliqués, si on leur explique quelles sont les précautions nécessaires et quels sont les risques pour eux et leur famille si ces précautions ne sont pas prises. Bien sûr, les services d'inspection peuvent veiller à ce que des clôtures et une signalisation soient mises en place, mais des voisins vigilants seront les premiers à remarquer s'il faut les réparer ou les remplacer. L'établissement d'un comité de résidents pour la protection de la santé peut être au cœur d'une campagne d'éducation à la santé, avec la mise en place d'une institution locale chargée de surveiller les pratiques d'utilisation des déchets. Des consignes relatives au traitement et des consignes opérationnelles permettront dans la plupart des cas d'assurer une utilisation sans risque.

En ce qui concerne l'infestation par des helminthes intestinaux, le traitement par chimiothérapie des travailleurs agricoles, de leurs familles et des autres groupes exposés est relativement simple à administrer dans le cadre d'un programme formel, bien qu'il puisse être nécessaire de renforcer les équipes médicales pour traiter des populations importantes. Une telle démarche peut être bien perçue et fournir l'occasion d'assurer le suivi des actions d'éducation à l'hygiène visant à faire connaître les gestes de protection élémentaires. Les employeurs peuvent prendre en charge le coût du traitement lorsque les champs sont cultivés par des salariés ou des métayers.

L'utilisation d'excreta et d'eaux ménagères non traités sur un grand nombre de petites parcelles disséminées pose des problèmes logistiques plus complexes, encore aggravés si les excréta et les eaux ménagères sont utilisés de façon informelle ou illégalement.

11.2.6 Coûts

Pour le choix d'un système d'assainissement et d'utilisation sans risque des déchets, il faut également tenir compte du coût global, incluant tant les frais initiaux d'installation que les frais courants d'exploitation et de maintenance. Si le coût des technologies choisies pour la mise en œuvre risque de dépasser le bénéfice économique lié à l'utilisation des déchets, il convient de se demander si des mesures moins onéreuses pourraient suffire, ou s'il vaut mieux renoncer à utiliser les déchets. Dans la plupart des cas, les bénéfices attendus justifient les coûts, mais des dispositions doivent être prises pour assurer un financement par une source appropriée. Ces aspects sont traités au chapitre 8.

11.2.7 Aspects techniques

La planification détaillée des schémas d'utilisation des excreta et des eaux ménagères doit suivre les procédures nationales en vigueur pour la planification de ce type de projets, auxquelles s'ajoutent les exigences d'éventuels organismes de financement externes et les procédures inhérentes à la nature du projet (utilisation des excreta et/ou des eaux ménagères et mesures de protection de la santé).

Toutes les informations nécessaires doivent être réunies pour permettre les décisions relatives aux spécifications techniques du nouveau schéma. L'encadré 11.3 présente une liste de contrôle de ces spécifications.

Pour chaque schéma, le responsable de la planification doit rechercher un bénéfice annuel maximal compte tenu des contraintes de travail et de la nécessité de protéger la santé et de réduire les coûts. Pour cela, il convient d'estimer les coûts des diverses opérations, notamment des travaux de construction les plus importants pour le stockage, le traitement ou le transport des déchets, la préparation du terrain et l'infrastructure, ainsi que les coûts de dotation en personnel, de traitement, de pompage et de maintenance, et les autres intrants nécessaires.

L'évaluation des bénéfices nécessite l'évaluation prévisionnelle non seulement des rendements probables des cultures mais aussi des prix de vente attendus. Il faut donc réaliser une enquête pour vérifier qu'il existe un marché pour le produit. Ce point est particulièrement important lorsque le produit que l'on prévoit de cultiver nécessite un

Encadré 11. 3 Données techniques devant figurer dans le plan du projet

- Vitesses de génération des déchets actuelles et attendues (excreta, boues ou eaux ménagères); proportion d'effluents industriels, dilution par des eaux de surface
- Installations de traitement des déchets existantes et nécessaires; efficacité en matière d'élimination des agents pathogènes, qualité physico-chimique
- Terrain existant et nécessaire: dimensions, localisation et types de sols
- Besoins en énergie et potentiel énergétique des excreta/eaux ménagères (et possibilité de les combiner avec d'autres déchets organiques)
- Évaporation (et besoins en eau de dilution)
- Transport des déchets traités (collecte des excreta et des boues traités par les agriculteurs ou livraison par l'autorité assurant le traitement)
- Exigences en matière de stockage des déchets
- Taux et méthodes d'épandage des déchets
- Types de cultures à pratiquer et exigences correspondantes en termes de qualité des déchets et d'apport de nutriments
- Rendements estimés des cultures par hectare de terre et par an
- Stratégie de protection de la santé

traitement industriel; dans ce cas, il faut disposer d'une capacité de traitement suffisante.

Les projets d'utilisation d'excreta et de boues fécales traités ne sont pas statiques; il leur faut du temps pour se mettre en place, évoluer et prendre de l'ampleur. Le plan doit prévoir des délais raisonnables pour chaque étape: obtention du financement, réalisation des travaux de construction nécessaires, préparation du terrain avant la mise en place du schéma. Il doit ensuite envisager la configuration qu'aura le projet année après année. Pour certains projets, une planification à long terme sera nécessaire.

Un début modeste est souvent préférable, suivi d'une extension par phases les années suivantes. Cela laisse le temps de former les agriculteurs et les équipes aux nouvelles méthodes, l'expérience acquise lors des premières étapes influant sur les développements ultérieurs. De plus, il est ainsi possible de faire en sorte que le niveau de production ne soit pas excessif par rapport aux quantités d'excreta utilisables comme fertilisants ou à la demande de produits cultivés.

11.2.8 Services d'appui

Divers services d'appui aux agriculteurs ont une importance particulière pour la mise en oeuvre des mesures de protection sanitaire et doivent être envisagés de manière détaillée au stade de la planification des schémas à grande échelle. Ils portent notamment sur les points suivants:

- machines (vente et entretien, location);
- fertilisants complémentaires ou distributeurs, pompes, filets, vêtements de protection, etc.;
- vulgarisation et formation;
- marketing, en particulier pour l'introduction de nouveaux produits ou la mise en culture de nouvelles terres;
- soins de santé primaires, comprenant éventuellement des examens de santé réguliers pour les travailleurs et leurs familles.

11.2.9 Formation

Les besoins en formation doivent faire l'objet d'une évaluation soignée au stade de la planification et il est souvent nécessaire de mettre en place les programmes de formation avant le démarrage du projet.

Il faut évaluer les besoins probables en services de vulgarisation et prévoir leur disponibilité auprès des agriculteurs après la mise en route du projet. Il faut également former les agents de vulgarisation aux méthodes de protection de la santé, et le personnel chargé de faire appliquer la réglementation sanitaire aux questions suivantes, notamment: restrictions portant sur les cultures, santé au travail, hygiène alimentaire, etc.

Ces formations devraient être assurées par des établissements d'enseignement technique ou des universités locales, mais les compétences nécessaires font souvent défaut dans le pays; des formateurs d'autres pays sont parfois la seule solution à court terme, jusqu'à l'acquisition d'une expérience suffisante dans le pays. Il s'agit là d'un domaine où la coopération entre pays voisins peut être particulièrement fructueuse.

BIBLIOGRAPHIE

- Åkerhielm H, Richert Stintzing A (2004). *Anaerobically digested source separated food waste as a fertiliser in cereal production*. In: *FAO international conference proceedings 2004. Network on Recycling of Agricultural, Municipal and Industrial Residues in Agriculture (RAMIRAN)*.
- Albrechtsen H-J (1998). *Water consumption in residences. Microbiological investigations of rain water and greywater reuse systems*. Copenhagen, Miljøstyrelsen och Boligministeriet (ISBN 87-985613-9-1).
- Anders W (1952). Worm infestation of school children in Berlin. *Gesundheitsdienst*, 14(2):285–286.
- Arfaa F, Ghadirian E (1977). Epidemiology and mass treatment of ascariasis in six rural communities in central Iran. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 26:866–871.
- Armon R et al. (1994). Residual contamination of crops irrigated with effluent of different qualities: a field study. *Water Science and Technology*, 30(9):239–248.
- Armon R et al. (2002). Surface and subsurface irrigation with effluents of different qualities and presence of *Cryptosporidium* oocysts in soil and on crops. *Water Science and Technology*, 46(3):115–122.
- Arnbjerg-Nielsen K et al. (2004). *Risikovurdering af anvendelse af lokalt opsamlet fæces i private havebrug*. Project Report to Miljøstyrelsen, Copenhagen.
- Asano T, Levine AD (1996). Wastewater reclamation, recycling and reuse: past, present and future. *Water Science and Technology*, 33(10–11):1–14.
- Asano T et al. (1992). Evaluation of the California wastewater reclamation criteria using enteric virus monitoring data. *Water Science and Technology*, 26(7–8): 1513–1524.
- Ashbolt NJ et al. (2006). Microbial risk assessment tool to aid in the selection of sustainable urban water systems. In: Beck MB and Speers A, eds. *Second IWA leading-edge Conference on sustainability in water-limited environments* (Eds). London, IWA Publishing.
- Austin A (2001). Health aspects of ecological sanitation. In: *Proceedings of the first international conference on ecological sanitation, Nanning, China, 5–8 November*, pp. 104–111 (<http://www.ias.unu.edu/proceedings/icibs/ecosan/austin.html>).
- Ayers R, Westcott D (1985). *Water quality for agriculture*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Agriculture and Drainage Paper 29).
- Badawy AS, Rose JB, Gerba CP (1990). Comparative survival of enteric viruses and coliphage on sewage irrigated grass. *Journal of Environmental Science and Health, Part A, Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, 25(8):937–952.
- Bartram J, Fewtrell L, Stenström T-A (2001). Harmonised assessment of risk and risk management for water-related infectious disease: an overview. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing on behalf of the World Health Organization, pp. 1–16.
- Bastos RXX, Mara DD (1995). The bacteriological quality of salad crops drip and furrow irrigated with waste stabilization pond effluent: an evaluation of the WHO guidelines. *Water Science and Technology*, 31(12):425–430.
- Båth B (2003). [*Field trials using human urine as fertiliser to leeks.*] Uppsala, Department of Ecology and Plant Production Science, Swedish University of Agricultural Sciences (in Swedish).

- Bentz RR et al. (1975). The incidence of urine cultures positive for *Mycobacterium tuberculosis* in a general tuberculosis patient population. *American Review of Respiratory Diseases*, 111(5):647–650.
- Bertaglioli M et al. (2005). *Economic and environmental analysis of domestic water systems: a comparison of centralised and on-site options for the Walloon region, Belgium* (<http://216.239.59.104/search?q=cache:WXAeDga4KfGJ:www.mariecurie.org/swap>).
- Beuchat LR (1998). *Surface decontamination of fruits and vegetables eaten raw: a review*. Geneva, World Health Organization (Report No. WHO/FSF/FOS/98.2).
- Blum D, Feachem RG (1985). *Health aspects of nightsoil and sludge use in agriculture and aquaculture. Part III. An epidemiological perspective*. Zurich, International Reference Centre for Waste Disposal (IRCWD Report No. 05/85).
- Blumenthal U, Peasey A (2002). *Critical review of epidemiological evidence of the health effects of wastewater and excreta use in agriculture*. Unpublished document prepared for the World Health Organization by London School of Hygiene and Tropical Medicine, London (available upon request from WHO, Geneva).
- Blumenthal UJ et al. (2000). *Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture: recommended revisions based on new research evidence*. London, Water and Environmental Health at London and Loughborough (WELL Study, Task No. 68 Part 1).
- Blumenthal UJ et al. (2001). The risk of enteric infections associated with wastewater reuse: the effect of season and degree of storage of wastewater. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 95:1–7.
- Blumenthal UJ et al. (2003). *Risk of enteric infections through consumption of vegetables with contaminated river water*. London, London School of Hygiene and Tropical Medicine.
- Bofill-Mas S, Pina S, Girones R (2000). Documenting the epidemic patterns of polyomaviruses in human populations by studying their presence in urban sewage. *Applied and Environmental Microbiology*, 6(1):238–245.
- Brackett RE (1987). Antimicrobial effect of chlorine on *Listeria monocytogenes*. *Journal of Food Protection*, 50:999–1003.
- Brandes M (1978). Characteristics of effluents from grey and black water septic tanks. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 50(11): 2547–2559.
- Cairncross S (1992). *Sanitation and water supply: Practical lessons from the decade*. Washington, DC, The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank (Water and Sanitation Discussion Paper Series, DP No. 9; <http://www.wsp.org/publications/LessonsfromtheDecade.pdf>).
- Cardone R, Fonseca C (2003). *Financing and cost recovery*. Delft, IRC International Water and Sanitation Centre (Thematic Overview Paper) (<http://www.irc.nl/page/113>).
- Carlander A, Westrell T (1999). *A microbiological and sociological evaluation of urine-diverting double-vault latrines in Cam Dum, Viet Nam*. Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences (Report No. 44).
- Carr R, Bartram J (2004). The Stockholm framework for guidelines for microbial contaminants in drinking-water. In: Cotruvo J et al., eds. *Waterborne zoonoses: Identification, causes, and control*. London, IWA Publishing on behalf of the World Health Organization, Geneva.

- Carrique-Mas J et al. (2003). A Norwalk-like virus waterborne community outbreak in a Swedish village during peak holiday season. *Epidemiology and Infection*, 131(1):737–744.
- Casanova L, Gerba C, Karpisak M. (2001). Chemical and microbiological characterization of graywater. *Journal of Environmental Science and Health*, 36(4): 395–401.
- CDC (2003). *Leptospirosis*. Atlanta, GA, United States Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention (http://www.cdc.gov/ncidod/dbmd/diseaseinfo/leptospirosis_t.htm).
- Chien BT et al. (2001). Biological study on retention time of microorganisms in faecal material in urine-diverting eco-san latrines in Vietnam. In: *Proceedings of the 1st international conference on ecological sanitation, Nanning, China, 5–8 November 2001*, pp. 120–124 (<http://www.ias.unu.edu/proceedings/icibs/ecosan/bui.html>).
- Chorus I, Bartram J, eds. (1999). *Toxic cyanobacteria in water*. Geneva, World Health Organization.
- Christova-Boal D, Eden RE, McFarlane S (1996). An investigation into greywater reuse for urban residential properties. *Desalination*, 106(1–3):391–397.
- Cifuentes E (1998). The epidemiology of enteric infections in agricultural communities exposed to wastewater irrigation: perspectives for risk control. *International Journal of Environmental Health Research*, 8:203–213.
- Cogan TA, Bloomfield SF, Humphrey TJ (1999). The effectiveness of hygiene procedures for prevention of cross-contamination from chicken carcasses in the domestic kitchen. *Letters in Applied Microbiology*, 29:354–358.
- Colley DG (1996). Widespread foodborne cyclosporiasis outbreaks present major challenges. *Emerging Infectious Diseases*, 9(4):426–431.
- Collins CH, Grange JM (1987). Zoonotic implication of *Mycobacterium bovis* infection. *Irish Veterinary Journal*, 41:363–366.
- Cordy G et al. (2003). Persistence of pharmaceuticals, pathogens, and other organic wastewater contaminants when wastewater is used for ground-water recharge. In: *Proceedings of the 3rd international conference on pharmaceuticals and endocrine disrupting chemicals in water, Minneapolis, Minnesota, 19–21 March*. Sponsored by the National Groundwater Association, Westerville, OH.
- Cotte L et al. (1999). Waterborne outbreaks of intestinal microsporidiosis in persons with and without human immunodeficiency virus infection. *Journal of Infectious Diseases*, 180:2003–2008.
- CREPA-Senegal (2002). *État des lieux de la gestion des boues de vidanges au Sénégal, rapport d'études*. Dakar, Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement à faible coût, 174 pp.
- Crites R, Tchobanoglous G (1998). *Small and decentralized wastewater management systems*. Boston, MA, McGraw-Hill.
- Curtis TP, Mara DD, Silva SA (1992). Influence of pH, oxygen and humic substances on ability of sunlight to damage fecal coliforms in waste stabilization pond water. *Applied and Environmental Microbiology*, 58(4):1335–1345.
- Curtis V, Kanki B (1998) *Happy, healthy and hygienic. Vol. 3. Motivating behaviour change*. New York, UNICEF (WES Technical Guidelines Series No. 5).
- Cutter SL (1993). *Living with risk: the geography of technological hazards*. London, Edward Arnold Ltd.
- Dailloux M et al. (1999). Water and nontuberculosis mycobacteria. *Water Research*, 33(10):2219–2228.

- Del Porto D, Steinfeld C (2000). *The composting toilet system book*, Version 1.2 updated. Concord, MA, Center for Ecological Pollution Prevention, 235 pp.
- Department of Health (2002). *Draft guidelines for the reuse of greywater in Western Australia*. Prepared by the Department of Health, Government of Western Australia, in consultation with the Water Corporation and the Department of Environment, Water and Catchment Protection (<http://www.health.wa.gov.au/publications/documents/HP8122%20Greywater%20Reuse%20Draft%20Guidelines.pdf>).
- Dixon A, Butler D, Fewkes A (1999). Water saving potentials of domestic water reuse systems using greywater and rainwater in combination. *Water Science and Technology*, 39(5):25–32.
- Doller PC et al. (2002). Cyclosporiasis outbreak in Germany associated with the consumption of salad. *Emerging Infectious Diseases*, 8(9):992–994.
- Dowd SE et al. (2000). Bioaerosol transport modeling and risk assessment in relation to biosolid placement. *Journal of Environmental Quality*, 29(1):343–348.
- Drakatos P et al. (2002). Antagonistic action of Fe and Mn in Mediterranean-type plants irrigated with wastewater effluents following biological treatment. *International Journal of Environmental Studies*, 59(1):125–132.
- Drangert J (2004a). Requirements on sanitation systems – the flush toilet sets the standard for ecosan options. In: Werner C et al., eds. *Ecosan – Closing the loop. Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, incorporating the 1st IWA specialist group conference on sustainable sanitation, 7–11 April 2003, Lübeck, Germany*. Eschborn, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), pp. 117–124.
- Drangert J (2004b). *Norms and attitudes towards ecosan and other sanitation systems*. Stockholm, Stockholm Environment Institute (EcoSanRes Publication Series, Report 2004–5).
- Drangert J (2006). *Ecological sanitation, urban agriculture and gender in periurban settlements. A comparative multidisciplinary study in Kampala, Uganda, and Kimberley, South Africa*. Stockholm, Sida Department for Research Cooperation (SAREC)/Swedish International Development Cooperation Agency (Sida) (Research Report).
- Drewes JE, Heberer T, Reddersen K (2002). Fate of pharmaceuticals during indirect potable reuse. *Water Science and Technology*, 46(3):73–80.
- EC (2000). *Working document on sludge*, 3rd draft. Brussels, European Communities.
- Echavarria M et al. (1998). PCR method for detection of adenovirus in urine of healthy and human immunodeficiency virus-infected individuals. *Journal of Clinical Microbiology*, 36(11):3323–3326.
- EcoSanRes (2005a). *Closing the loop on phosphorus*. Stockholm, Stockholm Environment Institute (EcoSanRes Fact Sheet 4).
- EcoSanRes (2005b). *China-Sweden Erdos Eco-town Project, Dong Sheng, Inner Mongolia, China* (<http://www.ecosanres.org/asia.htm>)
- Edwards P (1992). *Reuse of human wastes in aquaculture: A technical review*. Washington, DC, United Nations Development Programme, World Bank Water and Sanitation Program.
- Elledge MF (2003). *Thematic overview paper: Sanitation policies*. Delft, IRC International Water and Sanitation Centre (<http://www.irc.nl/page/3271>).
- Elledge MF et al. (2002). *Guidelines for the assessment of national sanitation policies*. Washington, DC, United States Agency for International Development, Environmen-

- tal Health Project (Strategic Report 2; <http://www.schoolsanitation.org/Resources/Readings/SRSanPolFinal.pdf>).
- Eller G, Norin E, Stenström TA (1996). Aerobic thermophilic treatment of blackwater mixed with organic waste and liquid manure. Persistence of selected pathogens and indicator organisms. *Environmental Research Forum* Vol 5–6:355–358.
- Eriksson E et al. (2002). Characteristics of grey wastewater. *Urban Water*, 4:85–104.
- Esrey S (2001). Towards a recycling society: ecological sanitation – closing the loop to food security. *Water Science and Technology*, 43(4):177–187.
- Esrey S et al. (1998). *Ecological sanitation*. Stockholm, Swedish International Development Cooperation Agency.
- EU Reach Programme (2005). *REACH (Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals)*. Brussels, European Commission (<http://europa.eu.int/comm/environment/chemicals/reach.htm>).
- Evans B (2001). *Financing and cost recovery*. Sanitation Connection, An Environmental Sanitation Network (<http://www.sanicon.net/titles/topicintro.php3?topicId=13>).
- Fane SA, Ashbolt NJ, White SB (2002). Decentralised urban water reuse: the implications of system scale for cost and pathogen risk. *Water Science and Technology*, 46(6–7):281–288.
- FAO (1998). *The state of food and agriculture*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Faruqui NI, Biswas AK, Bino MJ, eds. (2001). *Water management in Islam*. Ottawa, Ontario, International Development Research Centre/United Nations University Press.
- Fattal B et al. (1986). Health risks associated with wastewater irrigation: An epidemiological study. *American Journal of Public Health*, 76(8):977–979.
- Feachem RG et al. (1983). *Sanitation and disease – Health aspects of excreta and wastewater management*. Chichester, John Wiley and Sons.
- Fernandez RG et al. (2004). Septage treatment using WSP. In: *Proceedings of the 9th international IWA specialist group conference on wetlands systems for water pollution control and the 6th international IWA specialist group conference on waste stabilization ponds, Avignon, France, 27 September – 1 October* (<http://www.sandec.ch/FaecalSludge/Documents/Septage%20treatment%20in%20WSP.pdf>).
- Fewtrell L, Bartram J, eds. (2001). *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing on behalf of the World Health Organization.
- Foster S et al. (2004). *Urban wastewater as groundwater recharge evaluating and managing the risks and benefits*. Washington, DC, The World Bank (Briefing Note 12).
- Franceys R, Pickford J, Reed R (1992). *A guide to the development of on-site sanitation*. Geneva, World Health Organization.
- Franzén H, Skott F (1999). *A study of the use and functioning of urine-diverting dry toilets in Cuernavaca, Mexico – Virus survival, user attitudes and behaviours*. Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences, International Office (Report No. 85).
- Fraústo da Silva JJR, Williams RJP (1997). *The biological chemistry of the elements – The inorganic chemistry of life*. Oxford, Oxford University Press.
- Frost JA et al. (1995). An outbreak of *Shigella sonnei* infection associated with consumption of iceberg lettuce. *Emerging Infectious Diseases*, 1:26–29.
- Gantzer C et al. (2001). Monitoring of bacterial and parasitological contamination during various treatment of sludge. *Water Research*, 35(16):3763–3770.

- Gao XZ et al. (2002). [*Practical manure handbook*.] Beijing, Chinese Agriculture Publishing House (in Chinese).
- Geldreich EE (1978). Bacterial populations and indicator concepts in feces, sewage, stormwater and solid wastes. In: Berg G, ed. *Indicators of viruses in waters*. Ann Arbor, MI, Ann Arbor Science Publishers.
- Gerba CP et al. (1995). Water quality of greywater treatment system. *Water Resources Bulletin*, 31(1):109–116.
- Gerba CP et al. (1996) Waterborne rotavirus: a risk assessment. *Water Research*, 30(12):2929–2940.
- Gittinger JP (1982). *Economic analysis of agricultural projects*. Baltimore, MD, Johns Hopkins University Press.
- Graham DY et al. (1994). Norwalk virus infection of volunteers: new insight based on improved assays. *Journal of Infectious Diseases*, 170(1):34–43.
- Grange JM, Yates MD (1992). Survey of mycobacteria isolated from urine and the genitourinary tract in south-east England from 1980 to 1989. *British Journal of Urology*, 69:640–646.
- Grimason AM et al. (1993). Occurrence and removal of *Cryptosporidium* spp oocysts and *Giardia* spp cysts in Kenyan waste stabilization ponds. *Water Science and Technology*, 27(3–4):97–104.
- GTZ (2003). *An ecosan resource book for the preparation and implementation of ecological sanitation projects*. Eschborn, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) (<http://www.gtz.de/de/dokumente/en-ecosan-source-book-2005.pdf>).
- Gunther F (2000). Wastewater treatment by greywater separation: Outline for a biologically based greywater purification plant in Sweden. *Ecological Engineering*, 15:139–146.
- Guzha E, Musara C (2004). Assessment of community knowledge, attitudes, practice, behaviour and acceptance of ecological sanitation in peri-urban areas of Harare. In: Werner C et al., eds. *Ecosan – Closing the loop. Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, incorporating the 1st IWA specialist group conference on sustainable sanitation, 7–11 April 2003, Lübeck, Germany*. Eschborn, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), pp. 197–202.
- GWP (2000). *Integrated water resources management*. Stockholm, Global Water Partnership (Technical Advisory Committee Background Paper No. 4).
- Haas CN, Rose JB, Gerba CP (1999). *Quantitative microbial risk assessment*. New York, John Wiley and Sons.
- Hamdy EI (1970). Urine as an *Ascaris lumbricoides* ovicide. *Journal of the Egyptian Medical Association*, 53:261–264
- Hanselman TA, Graetz DA, Wilkie AC (2003). Manure-borne estrogens as potential environmental contaminants: a review. *Environmental Science and Technology* 37(24):5471–5478
- Hardy ME (1999). Norwalk and “Norwalk-like viruses” in epidemic gastroenteritis. *Clinics in Laboratory Medicine*, 19(3):675–690.
- Harmsen H (1953). Faecal fertilization of vegetables as a health risk for intestinal parasitism, the spread of intestinal disease polio, and epidemic hepatitis. *Munchener Medizinische Wochenschrift*, 95:1301 [cited by Kreuz, 1955].
- Haug RT (1993). *The practical handbook of compost engineering*. Boca Raton, FL, Lewis Publishers.

- Havelaar AH, Melse JM (2003). *Quantifying public health risk in the WHO guidelines for drinking-water quality: a burden of disease approach*. Bilthoven, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).
- Havelaar AH, de Wit MAS, van Koningsveld R (2000). Health burden in the Netherlands (1900–1995) due to infections with thermophilic *Campylobacter* species. Bilthoven, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM).
- Hazeleger WC et al. (1998). Physiological activity of *Campylobacter jejuni* far below the minimal growth temperature. *Applied and Environmental Microbiology*, 64(10):3917–3922.
- Heberer T (2002) Occurrence, fate and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicology Letters* 131(1–2):5–17.
- Heberer T, Schmidt-Bäumler K, Stan H-J (1998). Occurrence and distribution of organic contaminants in the aquatic system in Berlin. Part I: Drug residues and other polar contaminants in Berlin surface and groundwater. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 26(5):272–278.
- Heinss U, Larmie SA, Strauss M (1998). *Solids separation and pond systems for the treatment of faecal sludges in the tropics: Lessons learned and recommendations for preliminary design*, 2nd ed. Duebendorf, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG) / Department of Water and Sanitation in Developing Countries (SANDEC) (SANDEC Report No. 05/98; http://www.sandec.ch/FaecalSludge/Documents/Solids_sep_and_pond_treatm_98.pdf).
- Heistad A, Jenssen P & Frydenlund A (2001) A new combined distribution and pretreatment unit for wastewater soil infiltration systems. Mancl IK (ed.) Onsite wastewater treatment. In: *Proceedings of the ninth international conference on individual and small community sewage systems*. St. Joseph, MI, American Society of Agricultural Engineers, pp. 200–206.
- Hinrichsen D, Robey B, Upadhyay UD (1998). *Solutions for a water-short world*. Baltimore, MD, Johns Hopkins University, School of Public Health, Population Information Program, September (Population Reports, Series M, No. 14; <http://www.infoforhealth.org/pr/m14edsum.shtml>).
- Höglund C (2001). *Evaluation of microbial health risks associated with the reuse of source-separated human urine* [PhD thesis]. Stockholm, Royal Institute of Technology, Department of Biotechnology (ISBN 91-7283-039-5; <http://www.lib.kth.se/Sammanfattningar/hoglund010223.pdf>).
- Höglund CE, Stenström TA (1999). Survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts in source separated human urine. *Canadian Journal of Microbiology*, 45(9):740–746.
- Höglund C, Ashbolt N, Stenström TA (2002). Microbial risk assessment of source-separated urine used in agriculture. *Waste Management & Research: the Journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association (ISWA)*, 20:150–161.
- Holden R, Terreblanche R, Muller M (2004). Factors which have influenced the acceptance of ecosan in South Africa and development of a marketing strategy. In: Werner C et al., eds. *Ecosan – Closing the loop. Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, incorporating the 1st IWA specialist group conference on sustainable sanitation, 7–11 April 2003, Lübeck, Germany*. Eschborn, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), pp. 167–174.
- Huitema H (1969). The eradication of bovine tuberculosis in cattle in the Netherlands and the significance of man as a source of infection for cattle. *Selected Papers of the Royal Netherlands Tuberculosis Association*, 12:62–67.

- Hukkinen J (1999). *Institutions in environmental management: constructing mental models and sustainability*. Routledge/EUI Environmental Policy Series.
- Humphries DL et al. (1997). The use of human faeces as fertilizer is associated with increased intensity of hookworm infection in Vietnamese women. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 91:518–520.
- Hutton G, Haller L (2004). *Evaluation of the costs and benefits of water and sanitation improvements at the global level*. Geneva, World Health Organization.
- Ijaz MK et al. (1994). Studies on the survival of aerosolised bovine rotavirus (UK) and a murine rotavirus. *Comparative Immunology, Microbiology and Infectious Diseases*, 17(2):91–98.
- Ingallinella AM et al. (2002). The challenge of faecal sludge management in urban areas – strategies, regulations and treatment options. *Water Science and Technology*, 46(10):285–294.
- Ishikawa T. (1998). Nightsoil in Edo: Ingenious recycling of human waste. *Rivers and Japan*, No. 13, October. Tokyo, Ministry of Construction.
- Jawetz E, Melnick JL, Adelberg EA (1987). *Review of medical microbiology*, 17th ed. East Norwalk, CT, Appleton & Lange.
- Jenkins MB, Bowman DD, Ghiorse WC (1998). Inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts by ammonia. *Applied and Environmental Microbiology*, 64(2):784–788.
- Jenkins MB et al. (2002). *Cryptosporidium parvum* oocyst inactivation in three soil types at various temperatures and water potentials. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(8):1101–1109.
- Jenssen PD (2001). Design and performance of ecological sanitation systems. In: *Proceedings of the 1st international conference on ecological sanitation, Nanning, China, 5–8 November 2001*, pp. 120–124 (<http://www.ias.unu.edu/proceedings/icibs/ecosan/jenssen.html>).
- Jenssen PD, Siegrist RL (1990). Technology assessment of wastewater treatment by soil infiltration systems. *Water Science and Technology*, 22(3/4):83–92.
- Jenssen PD, Siegrist RL (1991). Integrated loading rate determinations for wastewater infiltration systems sizing. On-site wastewater treatment. In: *Proceedings of the 6th symposium on individual and small community sewage systems, 16–17 December 1991, Chicago, IL*. St. Joseph, MI, American Society of Agricultural Engineers, pp. 182–191 (ASAE Publication 10–91).
- Jenssen PD, Vråle L (2004). Greywater treatment in combined biofilter/constructed wetlands in cold climate. In: Werner C et al., eds. *Ecosan – Closing the loop. Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, incorporating the 1st IWA specialist group conference on sustainable sanitation, 7–11 April 2003, Lübeck, Germany*. Eschborn, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), pp. 875–881.
- Jenssen PD et al. (2004). *Ecological sanitation and reuse of wastewater (ecosan) – a thinkpiece on ecological sanitation*. Report to the Norwegian Ministry of Environment. 18 pp.
- Jenssen PD et al. (2005). An urban ecological sanitation pilot study in humid tropical climate. In: *Proceedings of the 3rd international ecological sanitation conference, Durban, South Africa, 23–27 May 2005*. EcoSanRes, pp. 257–265 (http://conference2005.ecosan.org/papers_presented.html).
- Jeppesen B (1996). Domestic greywater re-use: Australia's challenge for the future. *Desalination*, 106(1–3):311–315.

- Johansson M et al. (2001). *Urine separation – closing the nutrient cycle*. Stockholm, Stockholm Water Company (http://www.stockholmvatten.se/pdf_arkiv/english/Urinese_eng.pdf).
- Johansson M. and Kvärström E (2005). *A review of sanitation regulatory frameworks*. Stockholm, Stockholm Environment Institute (EcoSanRes Publication Series 2005–1).
- Jönsson H, Vinnerås B (2004). Adapting the nutrient content of urine and faeces in different countries using FAO and Swedish data. In: Werner C et al., eds. *Ecosan – Closing the loop. Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, incorporating the 1st IWA specialist group conference on sustainable sanitation, 7–11 April 2003, Lübeck, Germany*. Eschborn, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), pp. 623–626.
- Jönsson H et al. (1999). [Source separation of urine.] *Wasser & Boden*, 51(11):21–25 (in German).
- Jönsson H et al. (2000). [Recycling source separated human urine.] Stockholm, Swedish Municipalities Sewage Research Program (VA-FORSK) /VAV (VA-FORSK Report 2000•1) (in Swedish with English summary).
- Jönsson H and al. (2005). Ecosan both Economical and Eco-sane. *Water 21* (International Water Association's monthly magazine), June p. 15.
- Kapperud G et al. (1995). Outbreak of *Shigella sonnei* infection traced to imported iceberg lettuce. *Journal of Clinical Microbiology*, 33(3):609–614.
- Katzenelson E, Buium I, Shuval HI (1976). Risk of communicable disease infection associated with wastewater irrigation in agricultural settlements. *Science*, 194:944–946.
- Kay D et al. (1994). Predicting likelihood of gastroenteritis from sea bathing: results from randomised exposure. *Lancet*, 344(4927):905–909.
- Kincaid D, Solomon K, Oliphant J (1996). Drop size distributions for irrigation sprinklers. *Transactions of the ASAE*, 39(3):839–845.
- Kirchmann H, Petterson S (1995). Human urine – chemical composition and fertilizer efficiency. *Fertilizer Research*, 40:149–154.
- Kitamura T et al. (1994). Transmission of the human polyomavirus JC virus occurs both within the family and outside the family. *Journal of Clinical Microbiology*, 32(10):2359–2363.
- Knutsson M, Kidd-Ljunggren K (2000). Urine from chronic hepatitis B virus carriers: Implications for infectivity. *Journal of Medical Virology*, 60(1):17–20.
- Kochar V (1979). *Culture–parasite relationship: socio-behavioural regulations of hookworm transmission in a rural West Bengal region*. Varanasi, Banaras Hindu University (Studies in Medical Social Science, No. 1).
- Kolsky P, Diop O (2004). *Frameworks for upscaling sustainable sanitation: Issues, principles and experience*. Presentation given at Sustainable Sanitation Seminar, Stockholm Water Week, 15 August 2004.
- Koné D, Strauss M (2004). Low cost options for treating faecal sludges (FS) in developing countries – challenges and performance. In: *Proceedings of the 9th international IWA specialist group conference on wetlands systems for water pollution control and the 6th international IWA specialist group conference on waste stabilization ponds, Avignon, France, 27 September – 1 October* (http://www.sandec.ch/FaecalSludge/Documents/FS_treatment_Avignon_2004.pdf).
- Koné D, et al. (2004) Efficiency of helminth eggs removal in dewatered faecal sludge by co-composting. In: *People-centred approaches to water and environmental*

- sanitation, *Proceedings of the 30th WEDC international conference, Vientiane, Lao People's Democratic Republic, 25–29 October 2004*. Leicestershire, Loughborough University, Water, Engineering and Development Centre.
- Koottatep T et al. (2004). Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate – Lessons learnt after seven years of operation. In: *Proceedings of the 9th international IWA specialist group conference on wetlands systems for water pollution control and the 6th international IWA specialist group conference on waste stabilization ponds, Avignon, France, 27 September – 1 October* (http://www.sandec.ch/FaecalSludge/Documents/Paper_7years%20experience%20revised.pdf).
- Kosek M, Bern C, Guerrant RL (2003). The global burden of diarrhoeal disease, as estimated from studies published between 1992 and 2000. *Bulletin of the World Health Organization*, 81(3):197–204.
- Kowal NE (1985). *Health effects of land application of municipal sludge*. Research Triangle Park, NC, United States Environmental Protection Agency, Health Effects Research Laboratory (Publication No. EPA/600/1–85/015) [cited in USEPA (1999). *Environmental regulations and technology – Control of pathogens and vector attraction in sewage sludge*. Cincinnati, OH, United States Environmental Protection Agency (EPA/625/R-92–013).]
- Kozai I (1962). Re-estimation of sodium nitrate as an ovicide used in nightsoil. IV. On the field trial with Na-nitrite-Ca-superphosphate mixture and the effect of its application upon *Ascaris* and hookworm infection among people in treated rural areas of Saitama prefecture. *Japanese Journal of Parasitology*, 11:400–410.
- Kreuz A (1955). Hygienic observations on agricultural use of sewage. *Gesundheits-Ingenieur*, 76:206–211.
- Kristiansen R, Skaarer N (1979). [Amount and composition of greywater]. *Vann*, 2:151–156. (Official Journal of the Norwegian Water and Wastewater Association) (in Norwegian)
- Kunitake T et al. (1995). Parent-to-child transmission is relatively common in the spread of human polyoma JC virus. *Journal of Clinical Microbiology*, 33(6): 1448–1451.
- Kutsumi H (1969). Epidemiological study of the preventive effect of thiabendazole as an ovicide against human hookworm, *Trichuris* and *Ascaris* infections. *Japanese Journal of Medical Science and Biology*, 22:51–64.
- Kvarnström E et al. (2004). Sustainability criteria in sanitation planning. In: *People-centred approaches to water and environmental sanitation, Proceedings of the 30th WEDC international conference, Vientiane, Lao People's Democratic Republic, 25–29 October 2004*. Leicestershire, Loughborough University, Water, Engineering and Development Centre.
- Lan Y et al. (2001). Observation on the inactivation effect on eggs of *Ascaris suum* in urine diverting toilets. In: *Proceedings of the first international conference on ecological sanitation, Nanning, China, 5–8 November*, p. 125 (<http://www.ias.unu.edu/proceedings/icibs/ecosan/yang2.html>).
- Lang MM, Harris LJ, Beuchat LR (2004). Survival and recovery of *Escherichia coli* O157:H7, *Salmonella*, and *Listeria monocytogenes* on lettuce and parsley as affected by method of inoculation, time between inoculation and analysis, and treatment with chlorinated water. *Journal of Food Protection*, 67:1092–1103.
- Larsen PB (1998). [Allowable pollution loads for contaminated soils.] Copenhagen, Danish Environmental Protection Agency (Miljøprojekt 425; ISBN 87-7909-068-0) (in Danish).

- Leeming R, Nichols PD, Ashbolt NJ (1998). *Distinguishing sources of faecal pollution in Australian inland and coastal waters using sterol biomarkers and microbial faecal indicators*. Melbourne, Urban Water Research Association of Australia, no. 204.
- Lemon SM (1997). Type A viral hepatitis: epidemiology, diagnosis and prevention. *Clinical Chemistry*, 43(8 Part 2):1494–1499.
- Lens P, Zeeman G, Lettinga G (2001). *Decentralised sanitation and reuse: Concepts, systems and implementation*. London, IWA Publishing, pp. 355–363.
- Lentner C, Lentner C, Wink A (1981). *Units of measurement, body fluids, composition of the body, nutrition*. Geigy scientific tables. Basel, Ciba-Geigy.
- Li Z et al. (2004). High quality greywater recycling with biological treatment and 2-step membrane filtration. In: Werner C et al., eds. *Ecosan – Closing the loop. Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, incorporating the 1st IWA specialist group conference on sustainable sanitation, 7–11 April 2003, Lübeck, Germany*. Eschborn, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), pp. 555–557.
- Lindgren S, Grette S (1998). [Water and sewerage system in Ekoporten, Norrköping.] Stockholm, SABO Utveckling (Trycksak 13303/1998–06.500) (in Swedish).
- Lipton M (1983). *Poverty, under-nutrition and hunger*. Washington, DC, World Bank, World Bank Staff Working Papers.
- Mansell J, Drewes J, Rauch T (2004). Removal mechanisms of endocrine disrupting compounds (steroids) during soil aquifer treatment. *Water Science and Technology*, 50(2):229–237.
- Manville D et al. (2001). Significance of indicator bacteria in a regionalized wastewater treatment plant and receiving waters. *International Journal of Environmental Pollution*, 15(4):461–466.
- Mara DD (1978). *Sewage treatment in hot climates*. Chichester, John Wiley & Sons.
- Mara DD (2004). *Domestic wastewater treatment in developing countries*. London, Earthscan Publications.
- Mara DD, Silva SA (1986). Removal of intestinal nematode eggs in tropical waste stabilization ponds. *Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 89(2):71–74.
- Marschner H (1997). *Mineral nutrition of higher plants*, 2nd ed. London, Academic Press.
- Marshall MM and al. (1997). Waterborne protozoan pathogens. *Clinical Microbiology Reviews* 10(1): 67–85.
- Matthias A (1996). Atmospheric pollution. In: Pepper IL et al., eds. *Pollution science*. San Diego, CA, Academic Press.
- Maxwell D, Levin C, Csete J (1998) *Does urban agriculture help prevent malnutrition: evidence from Kampala*. Washington, DC, International Food Policy and Research Institute, Food Consumption and Nutrition Division (Paper No. 45).
- Mead PS et al. (1999). Food related illness in the United States. *Emerging Infectious Diseases*, 5(5):607–625.
- Medema GJ, Bahar M, Schets FM (1997). Survival of *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli*, faecal enterococci and *Clostridium perfringens* in river water: influence of temperature and autochthonous microorganisms. *Water Science and Technology*, 35(11–12):249–252.
- Mehta M, Knapp A (2004). *The challenge of financing sanitation for meeting the Millennium Development Goals*. Washington, DC, Water and Sanitation Programme, African Region, 32 pp. (http://www.wsp.org/publications/af_finsan_mdg.pdf).

- Meinhardt PL, Casemore DP, Miller KB (1996). Epidemiologic aspects of human cryptosporidiosis and the role of waterborne transmission. *Epidemiologic Reviews*, 18(2):118–136.
- Michel P et al. (2000). Estimation of the underreporting rate for the surveillance of *Escherichia coli* O157:H7 cases in Ontario, Canada. *Epidemiology and Infection*, 125:35–45.
- Mills RA, Asano T (1998). Planning and analysis of wastewater reuse projects. In: Asano T, ed. *Wastewater reclamation and reuse*. Lancaster, PA, Technomic Publishing Company, pp. 57–111.
- Moe C, Izurieta R (2004). Longitudinal study of double vault urine diverting toilets and solar toilets in El Salvador. In: Werner C et al., eds. *Ecosan – Closing the loop. Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, incorporating the 1st IWA specialist group conference on sustainable sanitation, 7–11 April 2003, Lübeck, Germany*. Eschborn, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), pp. 295–302.
- Mohr AJ (1991). Development of models to explain the survival of viruses and bacteria in aerosols. In: Hurst CJ, ed. *Modeling the environmental fate of microorganisms*. Washington, DC, American Society for Microbiology, pp. 160–190.
- Montangero A, Nguyen T, Belevi H (2004). Material flow analysis as a tool for environmental sanitation planning in Viet Tri, Vietnam. In: *People-centred approaches to water and environmental sanitation, Proceedings of the 30th WEDC international conference, Vientiane, Lao People's Democratic Republic, 25–29 October 2004*. Leicestershire, Loughborough University, Water, Engineering and Development Centre.
- Morgan P (2003). *Experiments using urine and humus derived from ecological toilets as a source of nutrients for growing crops*. Paper presented at the 3rd World Water Forum, 16–23 March 2003 (<http://aquamor.tripod.com/KYOTO.htm>).
- Morgan P (2004). An ecological approach to sanitation in Africa: A compilation of experiences (EcoSanRes Fact Sheet 12; http://www.ecosanres.org/PDF%20files/Fact_sheets/ESR12lowres.pdf).
- Morgan P (2005). *An ecological approach to sanitation in Africa*. Harare, Aquamore .
- Morken J (1998). Direct ground injection – a novel method of slurry injection. *Landwards*, winter:4–7.
- Mufson MA, Belshe RB (1976). A review of adenovirus in the etiology of acute hemorrhagic cystitis. *Journal of Urology*, 115(2):191–194.
- Murray CJL, Acharya AK (1997). Understanding DALYs. *Journal of Health Economics*, 16:703–730.
- Murray CJL, Lopez AD, eds. (1996). *The global burden of disease. Vol. 1*. Cambridge, MA, Harvard School of Public Health on behalf of the World Health Organization and the World Bank.
- Naturvårdsverket (1995). [What does household wastewater contain? Nutrients and metals in urine, faeces and dish-, laundry and showerwater.] Stockholm, Swedish Environmental Protection Agency (Report 4425) (in Swedish).
- Needham C et al. (1998). Epidemiology of soil-transmitted nematode infections in Ha Nam Province, Vietnam. *Tropical Medicine and International Health* 3:904–912.
- Nolde E (1999). Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings – over ten years experience in Berlin. *Urban Water*, 1:275–284.
- Norin E, Stenström TA, Albiñ A (1996). [Stabilisation and disinfection of blackwater and organic waste by liquid composting.] *Vatten*, 52:3 (in Swedish).

- North DC (1990). *Institutions, institutional change and economic performance*. Cambridge University Press.
- NRMCC, EPHCA (2005). *National guidelines for water recycling: managing health and environmental risks*. Canberra, Natural Resource Management Ministerial Council and Environment Protection and Heritage Council of Australia.
- Ollinger-Snyder P, Matthews ME (1996). Food safety: Review and implications for dietitians and dietetic technicians. *Journal of the American Dietetic Association*, 96:163–168, 171.
- Olsson Engvall E, Gustavsson O (2001). [Leptospirosis.] In: Källenius G, Svenson SB, eds. [Zoonoses.] Lund, Studentlitteratur (in Swedish).
- Oragui JI et al. (1987). Removal of excreted bacteria and viruses in deep waste stabilization ponds in northeast Brazil. *Water Science and Technology*, 19:569–573.
- Otterpohl R (2002). Options for alternative types of sewerage and treatment systems directed to the overall performance. *Water Science and Technology*, 45(3):149–158.
- Ottosson J (2003). *Hygiene aspects of greywater and greywater reuse* [Licentiate thesis]. Stockholm, Royal Institute of Technology, Department of Land and Water Resources Engineering.
- Ottosson J, Stenström TA (2003a). Faecal contamination of greywater and associated microbial risks. *Water Research*, 37(3):645–655.
- Ottosson J, Stenström TA (2003b). Growth and reduction of microorganisms in sediments collected from a greywater treatment system. *Letters in Applied Microbiology*, 36(3):168–172.
- Pahren HR et al. (1979). Health risks associated with land application of municipal sludge. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 51(11):2588–2601.
- Palmquist H (2004). *Hazardous Substances in Wastewater Management*. [PhD Thesis]. Dr. Scient. Theses 2004:47, Luleå, Luleå University of Technology (ISSN:1402–1544).
- Panesar A, Lange J (2001). *Innovative sanitation concept shows way towards sustainable urban development – experiences from the model project “Wohnen & Arbeiten” in Freiburg, Germany* (<http://www.gtz.de/ecosan/download/Freiburg-Vauban-Apanesar.pdf>).
- Peasey A (2000). *Health aspects of dry sanitation with waste reuse*. Loughborough and London, Water and Environmental Health at London and Loughborough, London School of Hygiene and Tropical Medicine, Water, Engineering and Development Centre (WELL Studies in Water and Environmental Health Task No. 324; <http://www.lboro.ac.uk/well/resources/well-studies/full-reports-pdf/task0324.pdf>).
- Pesaro F, Sorg I, Metzler A (1995). *In situ* inactivation of animal viruses and a coliphage in nonaerated liquid and semiliquid animal wastes. *Applied and Environmental Microbiology*, 61(1):92–97.
- Petterson SR, Ashbolt NJ (2003). *WHO guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture: microbial risk assessment section*. Geneva, World Health Organization (unpublished document, available on request from WHO, Geneva).
- Petterson SR, Ashbolt NJ, Sharma A (2001). Microbial risks from wastewater irrigation of salad crops: a screening-level risk assessment. *Water Environment Research*, 72(6):667–672; Errata: *Water Environment Research*, 74(4):411.
- Petterson SR, Teunis PFM, Ashbolt NJ (2001). Modeling virus inactivation on salad crops using microbial count data. *Risk Analysis*, 21:1097–1108.
- Phi D et al. (2004). *Study on the survival of Ascaris suum eggs in faecal matter inside the ecosan toilets built in Dan Phuong – Lam Ha – Lam Dong – Vietnam*. Nha Trang

- Pasteur Institute, University of Kyoto, NIPPON International Cooperation for Community Development Organisation (NICCO).
- Porter A (1938). The larval Trematoda found in certain South African Mollusca with special reference to schistosomiasis (bilharziasis). *Publications of the South African Institute for Medical Research* 8:1–492 [cited in Feachem et al., 1983].
- Prüss A, Havelaar A (2001). The global burden of disease study and applications in water, sanitation, and hygiene. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing on behalf of the World Health Organization. pp. 43–59
- Rasmussen G, Jenssen PD, Westlie L (1996). Graywater treatment options. In: Staudenmann J, Schönborn A, Etnier C, eds. *Recycling the resource, Proceedings of the 2nd international conference on ecological engineering for wastewater treatment, Waedenswil, Switzerland, 18–22 September 1995*, pp. 215–220 (Environmental Research Forum Vols. 5–6).
- Rice AL et al. (2000). Malnutrition as an underlying cause of childhood deaths associated with infectious diseases in developing countries. *Bulletin of the World Health Organization*, 78:1207–1221.
- Ridderstolpe P (2004). *Introduction to greywater management*. Stockholm, Stockholm Environment Institute, EcoSanRes (EcoSanRes Publications Series, Report 2004–4; <http://www.ecosanres.org/PDF%20files/ESR%20Publications%202004/ESR4%20web.pdf>).
- Robertson LJ, Campbell AT, Smith HV (1992). Survival of *Cryptosporidium parvum* oocysts under various environmental pressures. *Applied and Environmental Microbiology*, 58(11):3494–3500.
- Rodhe L, Richert Stintzing A, Steineck S (2004). Ammonia emissions after application of human urine to clay soil for barley growth. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 68:191–198.
- Rogerson CM (1996). Willingness to pay for water: The international debates. *Water SA*, 22(4):373–380.
- Romig RR (1990). The effect of temperature and deposition in reservoir sediments or water on the viability of cultured *Giardia intestinalis* cysts, as determined by fluorogenic dyes. *Dissertation Abstracts International Part B – Science and Engineering*, 51(1):82–88.
- Rose JB et al. (1991). Microbial quality and persistence of enteric pathogens in graywater from various household sources. *Water Research* 25(1):37–42
- Roseberry AM, Burmaster DE (1992). Lognormal distribution for water intake by children and adults. *Risk Analysis*, 12(1):99–104.
- Rosemarin A (2004). In a fix: The precarious geopolitics of phosphorous. *Down to Earth*, 30 June:27–31 (http://www.sei.se/dload/2004/Rosemarin_NP.pdf).
- Samanta BB, van Wijk CA (1998). Criteria for successful sanitation programmes in low income countries. *Health Policy and Planning*, 13(1):78–86.
- Schönning C, Leeming R, Stenström TA (2002). Faecal contamination of source-separated human urine based on the content of faecal sterols. *Water Research*, 36(8):1965–1972.
- Schönning C et al. (2006). Microbial risk assessment of local handling and use of human faeces. *Journal of Water and Health* (in press).
- Seppälä, O. 2002. Effective water and sanitation policy reform implementation: need for systematic approach and stakeholder participation. *Water Policy* 4:367–388

- Sharpley AN (1995). Soil phosphorus dynamics: Agronomic and environmental impacts. *Ecological Engineering*, 5:261–279.
- Shields AF et al. (1985). Adenovirus infections in patients undergoing bone-marrow transplantation. *New England Journal of Medicine*, 312(9):529–533.
- Shrestha RR, Haberl R, Laber J (2001). Constructed wetland technology transfer to Nepal. *Water Science and Technology*, 43(11):345–350.
- Shuval HI (1991). Effects of wastewater irrigation of pastures on the health of farm animals and humans. *Revue Scientifique et Technique*, 10(3):847–866.
- Shuval HI, Lampert Y, Fattal B (1997). Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture. *Water Science and Technology*, 35(11–12):15–20.
- Sidhu J et al. (2001). Role of indigenous microorganisms in suppression of *Salmonella* regrowth in composted biosolids. *Water Research*, 35(4):913–920
- Siegrist RL, Boyle WC (1981). Onsite reclamation of residential greywater, In: *Proceedings of the 3rd national symposium on individual and small community sewage treatment, 14–15 December, Chicago, IL*. St. Joseph, MI, American Society of Agricultural Engineers, pp. 176–186 (Publication 1–82).
- Siegrist RL, Tyler EJ, Jenssen PD (2000). *Design and performance of onsite wastewater soil absorption systems*. Prepared for National Research Needs Conference, Risk-Based Decision Making for Onsite Wastewater Treatment, St. Louis, Missouri, 19–20 May 2000. Sponsored by United States Environmental Protection Agency, Electric Power Research Institute's Community Environmental Center, National Decentralized Water Resources Capacity Development Project (<http://www.wecf.de/download/WBreportSeptictanks.pdf>).
- Skjelhaugen OJ (1999). Closed system for local reuse of blackwater and food waste, integrated with agriculture. *Water Science and Technology*, 5:161–168.
- Smit J (2000). Urban agriculture and biodiversity. *Urban Agriculture Magazine*, 1(1):11–12.
- Smit J, Ratta A, Nasr J (1996). *Urban agriculture, food, jobs, and sustainable cities*. New York, United Nations Development Programme.
- Snowdon JA, Cliver DO, Converse JC (1989). Land disposal of mixed human and animal wastes: A review. *Waste Management and Research* 7:121–134.
- Solomon EB, Yaron S, Matthews KR (2002). Transmission of *Escherichia coli* O157:H7 from contaminated manure and irrigation water to lettuce plant tissue and its subsequent internalization. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(1):397–400.
- Squire L, van der Tak HG (1975). *Economic analysis of projects*. Baltimore, MD, Johns Hopkins University Press.
- Srikanth R, Naik D (2004). Prevalence of giardiasis due to wastewater reuse for agriculture in the suburbs of Asmara City, Eritrea. *International Journal of Environmental Health Research*, 14(1):43–52.
- Stevik TK (1998) *Retention and elimination of pathogenic bacteria percolating through biological filters. Effect of physical, chemical and microbiological factors*. PhD thesis, NLH, Ås, Norway.
- Stevik TK et al. (1998). Removal of *E. coli* during intermittent filtration of wastewater effluent as affected by dosing rate and media type. *Water Research*, 33(9):2088–2098.
- Stevik TK et al. (1999). The influence of physical and chemical factors on the transport of *E. coli* through biological filters for wastewater purification. *Water Research*, 33(18):3701–3706.

- Stine SW et al. (2005). Application of microbial risk assessment to the development of standards for enteric pathogens in water used to irrigate fresh produce. *Journal of Food Protection*, 68(5):913–918.
- Stott R et al. (1994). *An experimental evaluation of potential risks to human health from parasitic nematodes in wastewaters treated in waste stabilization ponds and used for crop irrigation*. Leeds, University of Leeds, Department of Civil Engineering, Tropical Public Health Engineering (TPHE Research Monograph No. 6).
- Strauss M (1985). Health aspects of nightsoil and sludge use in agriculture and aquaculture – Part II: Survival of excreted pathogens in excreta and faecal sludges. *IRCWD News*, 23:4–9. Duebendorf, Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG) / Department of Water and Sanitation in Developing Countries (SANDEC).
- Strauss M (1996). Health (pathogen) considerations regarding the use of human waste in aquaculture. In: Staudenmann J Schönborn A, Etnier C, eds. *Recycling the resource, Proceedings of the 2nd international conference on ecological engineering for wastewater treatment, Waedenswil, Switzerland, 18–22 September 1995*, pp. 83–98 (Environmental Research Forum Vols. 5–6).
- Strauss M, Blumenthal UJ (1990). *Human waste in agriculture and aquaculture: utilization practices and health perspectives*. Duebendorf, International Reference Centre for Waste Disposal, 52 pp. (IRCWD Report No. 09/90).
- Strauss M et al. (2003). *Urban excreta management – situation, challenges, and promising solutions*. In: Proceedings, Asian Waterqual 2003, IWA Asia-Pacific Regional Conference, Bangkok, Thailand, 20–22 October (http://www.sandec.ch/FaecalSludge/Documents/Urban_Excreta_Management_IWA_Bangkok_03.pdf).
- Svensson L (2000). Diagnosis of foodborne viral infections in patients. *International Journal of Food Microbiology*, 59(1–2):117–126.
- Tanner R (1995). Excreting, excretors and social policy. Some cross-cultural observations on an underresearched activity. *Journal of Preventive Medicine & Hygiene*, 36(3/4):1–10.
- Tauxe RV, Cohen ML (1995). Epidemiology of diarrheal diseases in developed countries. In: Blaser MJ et al., eds. *Infections of the gastrointestinal tract*. New York, Raven Press, pp. 37–51.
- Tessier JL, Davies GA (1999). Giardiasis. *Primary Care Update for Ob/Gyns*, 6(1):8–11.
- Teunis PFM et al. (1996). *The dose–response relation in human volunteers for gastrointestinal pathogens*. Bilthoven, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM) (RIVM Report 28450002).
- Thomas C, Hill DJ, Mabey M (1999). Evaluation of the effect of temperature and nutrients on the survival of *Campylobacter* spp. in water microcosms. *Journal of Applied Microbiology*, 86(6):1024–1032.
- Thorup-Kristensen K (2001). Root growth and soil nitrogen depletion by onion, lettuce, early cabbage and carrot. *Acta Horticulturae*, 563:201–206.
- Tidaker P (2003). *Life cycle assessment of grain production using source separated human urine and mineral fertiliser*. Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences Department of Agricultural Engineering (Report 251; http://www.bt.slu.se/lt_old/Rapporter/Ra251/Report251.pdf).
- Tiessen H, eds. (1995). *Phosphorus in the global environment – Transfers, cycles and management*. New York, Wiley (SCOPE 54; <http://www.icsu-scope.org/download-pubs/scope54/TOC.htm>).

- Trujillo S et al. (1998). Potential for greywater recycle and reuse in New Mexico. *New Mexico Journal of Science*, 38:293–313.
- UNESCO/GTZ (2006). *Capacity building for ecological sanitation – concepts for ecologically sustainable sanitation in formal and continuing education*, Paris.
- United Nations (2002). *Report of the World Summit on Sustainable Development*, New York, United Nations (<http://www.johannesburgsummit.org/html/>)
- United Nations General Assembly (2000). *United Nations Millennium Declaration. Resolution A/RES/55/2*. New York, United Nations (<http://www.un.org/millennium/declaration/ares552e.pdf>).
- United Nations Population Division (2002). *World urbanization prospects: the 2001 revision*. New York, United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division (<http://www.un.org/esa/population/publications/wup2001/2001WUPCover.pdf>).
- USEPA (2002). *Onsite wastewater treatment systems manual*. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency (EPA/625/R-00/008; http://www.epa.gov/owm/septic/pubs/septic_2002_osdm_prelim.pdf).
- Van R et al. (1992). Outbreaks of human enteric adenovirus type 40 and 41 in Houston day care centers. *Journal of Pediatrics*, 120(4):516–521.
- Vaz da Costa Vargas S, Bastos RKX, Mara DD (1996). *Bacteriological aspects of wastewater irrigation*. Leeds, University of Leeds, Department of Civil Engineering, Tropical Public Health Engineering (TPHE Research Monograph No. 8).
- Venugopalan V (1984). Foreword. In: Roy AK et al., eds. *Manual on the design, construction and maintenance of low-cost waterseal latrines in India*. Washington, DC, World Bank (TAG Technical Note No. 10).
- Vinnerås B (2002). *Possibilities for sustainable nutrient recycling by faecal separation combined with urine diversion* [PhD Thesis]. Uppsala, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Agricultural Engineering (Agraria 353; <http://www2.gtz.de/ecosan/download/vinneras-nutrient-recycling.pdf>).
- Vinnerås B et al. (2006). The characteristics of household wastewater and biodegradable solid waste – A proposal for new Swedish design values. *Urban Water Journal*, 3(1):3–11.
- Wang JQ (1999). Reduction of microorganisms in dry sanitation due to different adsorbents under low temperature conditions. In: *Abstracts from the 9th Stockholm water symposium, 9–12 August, Stockholm*. Stockholm, Stockholm International Water Institute, pp. 396–398.
- Ward BK, Irving LG (1987). Virus survival on vegetables spray-irrigated with wastewater. *Water Resources*, 21:57–63.
- Warnes S, Keevil CW (2003). *Survival of Cryptosporidium parvum in faecal wastes and salad crops*. Carlow, Teagasc Irish Agriculture and Food Development Authority (<http://www.teagasc.ie/publications/2003/conferences/cryptosporidiumparvum>).
- Watanabe T, San D, Omura D (2002). Risk evaluation for pathogenic bacteria and viruses in sewage sludge compost. *Water Science and Technology*, 46 (11–12): 325–330.
- Water Utility Partnership (undated). Defining legal framework. In: *Water and sanitation for all: A practitioners companion*. Abidjan (<http://web.mit.edu/urbanupgrading/waterandsanitation/policies/defining-leg-frame.html>).
- WCED (1987). *Our common future*. Oxford, Oxford University Press on behalf of the World Commission on Environment and Development.

- Werner C et al. (2003). *Ecological sanitation: a source book*. Eschborn, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) (<http://www2.gtz.de/ecosan/download/ecosan-source-book-3rddraft-eng.pdf>).
- Werner C et al., eds. (2004). *Ecosan – Closing the loop. Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, incorporating the 1st IWA specialist group conference on sustainable sanitation, 7–11 April 2003, Lübeck, Germany*. Eschborn, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), 1004 pp. (ISBN 3-00-012791-7).
- Westrell T (2004). *Microbial risk assessment and its implications for risk management in urban water systems* [PhD Thesis]. Linköping, Linköping University, Department of Water and Environmental Studies (ISBN 91-85295-98-1; <http://www.urbanwater.org/file/dyn/00000m/3000m/3025i/Kappa%20TW.pdf>).
- Wheeler JG et al. (1999). Study of infectious intestinal disease in England: rates in the community, presenting to general practice, and reporting to national surveillance. *British Medical Journal*, 318:1046–1050.
- WHO (1973). *Reuse of effluents: Methods of wastewater treatment and health safeguards. Report of a WHO Meeting of Experts*. Geneva, World Health Organization (Technical Report Series No. 517).
- WHO (1989). *Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture*. Geneva, World Health Organization (Technical Report Series No. 776).
- WHO (1995). *Control of foodborne trematode infections*. Geneva, World Health Organization (Technical Report Series 849).
- WHO (1996). *Cholera and other epidemic diarrhoeal diseases control*. Geneva, World Health Organization (Fact sheets on environmental sanitation).
- WHO (1999). *Food safety issues associated with products from aquaculture: report of a joint FAO/NACA/WHO study group*. Geneva, World Health Organization (WHO Technical Report Series No. 883).
- WHO (2000). *Turning the tide of malnutrition: responding to the challenge of the 21st century*. Geneva, World Health Organization (Report No. WHO/NHD/00.7).
- WHO (2003a). *Guidelines for safe recreational water environments. Vol. 1. Coastal and fresh waters*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (2003b). *The world health report 2003 – Shaping the future*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (2003c). *Typhoid vaccine*. Geneva, World Health Organization (fact sheet: <http://www.who.int/vaccines/en/typhoid.shtml>).
- WHO (2004a). *Guidelines for drinking-water quality*, 3rd ed. Geneva, World Health Organization.
- WHO (2004b). *The world health report 2004 – Changing history*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (2004c). *The sanitation Challenge: Turning Commitment into Reality*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (2005a). *Guidelines for safe recreational water environments. Vol. 2. Swimming pools and similar environments*. Geneva, World Health Organization.
- WHO (2005b). *Sanitation and hygiene promotion: programming guidance*. Geneva, World Health Organization (http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/sanitpromotionguide/en/).
- WHO, UNDP, WSP (1997). *The PHAST Initiative: Participatory Hygiene and Sanitation transformation. A new approach to working with communities*. Geneva, World Health Organization.

- WHO/UNICEF (2004). *Meeting the MDG drinking water and sanitation target: A mid-term assessment of progress*. Geneva, World Health Organization, United Nations Children's Fund.
- Wilhelm C (2004). *Grauwasser-recycling in der Wohnbebauung in Peking*. GEP Eitorf, Umwelttechnik GmbH (http://www.fbr.de/fachinfos/pdf_grau/Wilhelm.pdf).
- Winblad U, Simpson-Hébert M, eds. (2004). *Ecological sanitation*, rev. ed. Stockholm, Stockholm Environmental Institute.
- Wirbelauer C, Breslin ED, Guzha E (2003). Lessons learnt on ecosan in Southern Africa – towards closed-loop sanitation. In: Werner C et al., eds. *Ecosan – Closing the loop. Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, incorporating the 1st IWA specialist group conference on sustainable sanitation, 7–11 April 2003, Lübeck, Germany*. Eschborn, Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), pp. 135–142.
- World Food Programme (1995). *World Food Programme mission statement*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Wright A (1997). *Toward a strategic sanitation approach: Improving the sustainability of urban sanitation in developing countries*. Washington, DC, The International Bank for Reconstruction and Development and The World Bank.
- WSSCC (2005). *Sanitation and hygiene promotion – programming guidance*. Geneva, Water Supply and Sanitation Collaborative Council.
- WSSCC/EAWAG/SANDEC (2000). Bellagio Statement: clean, healthy and productive living. A new approach to environmental sanitation. In: *Bellagio meeting on sanitation, 1–4 February 2000*. Geneva, Water Supply and Sanitation Collaborative Council (WSSCC), Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), and Department of Water and Sanitation in Developing Countries (SANDEC).
- WSSCC/EAWAG/SANDEC (2004). *Implementing the Bellagio Principles in urban environmental sanitation services*. Geneva, Water Supply & Sanitation Collaborative Council (WSSCC), Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG), and Department of Water and Sanitation in Developing Countries (SANDEC).
- Xu L-Q et al. (1995) Soil-transmitted helminthiases: nationwide survey in China. *Bulletin of the World Health Organization*, 73:507–513.
- Yates MV, Gerba CP (1998). Microbial considerations in wastewater reclamation and reuse. In: Asano T, ed. *Wastewater reclamation and reuse*. Lancaster, PA, Technomic Publishing Company, pp. 437–488.
- Yates MV, Gerba CP, Kelley LM (1985). Virus persistence in groundwater. *Applied and Environmental Microbiology*, 49(4):778–781.
- Zhang Y et al. (2003). Biodiesel production from waste cooking oil: 1. Process design and technological assessment. *Bioresources Technology*, 89(1):1–16.
- Zhu T (1998). *Phosphorus and nitrogen removal in light-weight aggregate (LWA) constructed wetlands and intermittent filter systems* [PhD Thesis]. Dr. Scient. Theses 1997:16. Aas, The Agricultural University of Norway.

Annexe 1

Glossaire des termes utilisés dans les Directives

Ce glossaire ne vise pas à fournir des définitions précises de termes techniques ou scientifiques, mais plutôt à expliquer en langage simple la signification des termes fréquemment employés dans ces Directives.

Abattoir – Établissement dans lequel des animaux sont tués et transformés en aliments et autres produits.

Agent pathogène – Organisme à l'origine d'une maladie (bactérie, helminthe, protozoaire ou virus, par exemple).

Analyse coût/bénéfice – Analyse de tous les coûts et de tous les bénéfices d'un projet. Les projets apportant le plus de bénéfices au moindre coût sont les plus avantageux.

Années de vie ajustées sur l'incapacité (DALY) – Mesure des années de vie perdues, dans une population, du fait de la morbidité et de la mortalité dues à une maladie.

Aquaculture – Élevage de plantes ou d'animaux en milieu aquatique.

Aquaculture alimentée par des rejets – Utilisation d'eaux usées, d'excreta et/ou d'eaux ménagères comme intrants de systèmes aquacoles.

Aquifère – Formation géologique emmagasinant de l'eau en provenance de roches perméables.

Assainissement hors site – Système d'assainissement dans lequel les excreta sont évacués du terrain occupé par l'habitation et de son environnement immédiat.

Assainissement sur site – Système d'assainissement dans lequel les moyens de stockage sont situés sur le terrain occupé par l'habitation ou dans son environnement immédiat. Pour certains systèmes (latrines à double fosse ou voûte, par exemple), le traitement des matières fécales s'effectue également sur le site, par compostage poussé et stockage dans une des fosses. Pour d'autres systèmes (fosses septiques, installations à fosse ou voûte simple, par exemple), les boues (aussi appelées boues fécales) doivent être collectées et traitées hors site.

Barrières multiples – Utilisation de plusieurs mesures de prévention pour constituer une barrière contre les dangers.

Bassin anaérobie – Bassin de traitement dans lequel s'effectuent la digestion et la sédimentation des déchets organiques, habituellement le premier type de bassin utilisé dans un système de bassins de stabilisation des déchets; nécessite une élimination périodique des boues accumulées par sédimentation.

Bassin de grossissement – Bassin utilisé pour amener les jeunes poissons à la taille adulte.

Bassin de maturation – Bassin aérobie comportant une croissance algale et des niveaux élevés d'élimination des bactéries; habituellement le dernier type de bassin utilisé dans un système de bassins de stabilisation.

Bassin facultatif – Bassin aérobie utilisé pour dégrader les matières organiques et inactiver les agents pathogènes, habituellement le deuxième type de bassin dans un système de bassins de stabilisation.

Bassins de stabilisation – Bassins peu profonds utilisant des facteurs naturels (lumière du soleil, température, sédimentation, dégradation biologique, etc.) pour traiter des eaux usées ou des boues fécales. Les systèmes de traitement en bassins de stabilisation comprennent habituellement des bassins anaérobies, facultatifs et de maturation, reliés en série.

Boue – Mélange de matières solides et d'eau qui se dépose sur le fond des latrines, des fosses septiques ou des bassins ou qui se forme comme sous-produit du traitement

- des eaux usées (le présent volume ne porte pas sur les boues résultant du traitement des eaux usées municipales ou industrielles).
- Boues fécales** – Boues de consistance variable collectées dans les systèmes d'assainissement sur site tels que : latrines, toilettes publiques non reliées à un réseau d'égout, fosses septiques et fosses à niveau constant. Les boues fécales provenant des fosses septiques sont incluses dans ce terme (voir aussi excréta et matières de vidange).
- Boues provenant des fosses septiques** – Boues vidangées à partir des fosses septiques.
- Charriage des déjections** – Opération de transport manuel des matières fécales hors du site en vue de leur élimination ou de leur traitement.
- Coagulation** – Prise en masse des particules augmentant la vitesse de sédimentation. Habituellement déclenchée par l'addition de certains produits chimiques (chaux, sulfate d'ammonium, chlorure de fer, par exemple).
- Coliformes thermotolérants** – Groupe de bactéries dont la présence dans l'environnement indique une contamination fécale ; autrefois appelés coliformes fécaux.
- Cultures de faible hauteur** – Cultures qui se développent au-dessous, au niveau ou à proximité de la surface du sol (carottes, laitues, par exemple).
- Cultures de grande hauteur** – Cultures qui se développent au-dessus du sol et dont les produits ne sont normalement pas en contact avec le sol (arbres fruitiers, par exemple).
- Cysticercose** – Infestation par *Taenia solium* (ténia du porc) donnant parfois des cysticerci (stade parasitique infectieux) qui s'enkystent dans le cerveau des êtres humains et provoquent des symptômes neurologiques comme l'épilepsie.
- Danger** – Agent biologique, chimique, physique ou radiologique potentiellement nocif.
- Demande biochimique en oxygène (DBO)** – Quantité d'oxygène nécessaire pour convertir les matières organiques en substances inertes ; c'est une mesure indirecte de la quantité de matières organiques biodégradables présentes dans l'eau ou les eaux usées.
- Dépuration** – Transfert des poissons dans de l'eau propre avant leur consommation dans l'espoir de purger leur organisme de la contamination pouvant inclure certains micro-organismes pathogènes.
- Désinfection** – Inactivation des organismes pathogènes par des produits chimiques, des rayonnements, de la chaleur ou un processus de séparation physique (membranes, par exemple).
- Diarrhée** – Évacuations de selles liquides et fréquentes, souvent associées à une infection.
- Dose journalière admissible (DJA)** – Quantité de substance toxique pouvant être ingérée quotidiennement sur la durée d'une vie sans que soit dépassé un certain niveau de risque.
- Drain** – Conduite ou canal construit pour évacuer les eaux de ruissellement pluviales, les eaux usées ou tout autre type d'eau en excès. Les drains peuvent être des fossés ouverts ou des tuyaux pourvus ou non d'un revêtement et éventuellement enterrés.
- Eaux d'égout** – Mélange d'excréta humains et d'eau utilisée pour évacuer les excréta des toilettes et des canalisations ; peut aussi contenir de l'eau à usage domestique.
- Eaux de surface** – Toutes les eaux naturellement à l'air libre (rivières, cours d'eau, lacs, réservoirs, par exemple).
- Eaux ménagères** – Eaux provenant de la cuisine, de la salle de bain et/ou de la lessive, ne contenant en général pas d'excréta en concentrations notables.

- Eaux-vannes** – Eaux usées provenant des toilettes, séparées à la source, contenant des fèces, de l'urine et de l'eau de chasse (ainsi, éventuellement, que de l'eau utilisée pour la toilette anale).
- Eaux souterraines** – Eaux contenues dans les roches et le sous-sol.
- Eaux usées** – Déchets liquides évacués des habitations, des locaux commerciaux et de sources similaires, vers les réseaux d'élimination individuels ou les canalisations d'égout municipales, et contenant principalement des excreta humains et de l'eau ayant servi à divers usages. Lorsqu'elles sont produites essentiellement par des activités ménagères ou commerciales, elles sont appelées eaux usées domestiques ou municipales. Les eaux usées domestiques ne contiennent pas d'effluents industriels en des quantités qui puissent menacer le fonctionnement du réseau d'égout, l'installation de traitement, la santé publique ou l'environnement.
- Effluent** – Liquide (eaux usées traitées ou non traitées, par exemple) sortant d'un procédé ou d'un espace confiné.
- Égout** – Canalisation ou conduite véhiculant des eaux usées ou des eaux de drainage.
- Enkystement** – Développement d'un kyste protecteur pour les stades infectieux de différents parasites (helminthes tels que les trématodes et les ténias transmis par les aliments, et certains protozoaires comme *Giardia*).
- Épidémiologie** – Étude de la distribution et des déterminants d'états ou d'événements liés à la santé dans des populations spécifiques et application de cette étude à la prévention des problèmes sanitaires.
- Escherichia coli* (*E. coli*)** – Bactérie présente dans l'intestin, utilisée comme indicateur de la contamination fécale de l'eau.
- Évaluation de l'exposition** – Estimation (qualitative ou quantitative) de l'intensité, de la fréquence, de la durée, de la voie et de l'ampleur d'une exposition à un ou plusieurs milieux contaminés.
- Évaluation de l'impact sanitaire** – Estimation des effets d'une action spécifique (plans, politiques ou programmes), dans un environnement donné, sur la santé d'une population donnée.
- Évaluation des risques** – Processus global consistant à utiliser les informations disponibles pour prédire la fréquence d'occurrence de dangers ou d'événements spécifiques (probabilité) et l'ampleur de leurs conséquences.
- Évaluation quantitative des risques microbiens (QMRA)** – Méthode d'évaluation des risques résultant de dangers spécifiques et de différentes voies d'exposition. La QMRA comprend quatre composantes: l'identification des dangers, l'évaluation des expositions, l'évaluation de la relation dose-réponse, et la caractérisation des risques.
- Excreta** – Fèces et urine (voir aussi boues fécales, boues de fosse septique et matières de vidange).
- Exposition** – Contact d'un agent chimique, physique ou biologique avec la frontière externe d'un organisme (par inhalation, ingestion ou contact cutané, par exemple).
- Filtration sur membrane** – Technique de filtration reposant sur une barrière physique (une membrane), présentant une taille de pore spécifique, qui piège à sa surface les contaminants dont la taille est supérieure à celle des pores. Les contaminants plus petits que la dimension spécifiée pour les pores peuvent traverser la membrane ou être capturés à l'intérieur de celle-ci par d'autres mécanismes.
- Filtration sur média filtrant double** – Technique de filtration utilisant deux types de média filtrant pour éliminer les matières particulaires présentant différentes propriétés chimiques et physiques (sable, anthracite, terre à diatomées, par exemple).

- Floculation** – Agglomération de matières en suspension colloïdales ou finement divisées, après coagulation par agitation douce avec un dispositif mécanique ou hydraulique.
- Fosse septique** – Cuve souterraine qui traite les eaux usées en associant sédimentation et digestion anaérobie. Leurs effluents peuvent être déchargés dans des puits filtrants ou dans des égouts de petit calibre.
- Gestion des risques** – Évaluation systématique du système d'utilisation des eaux usées, des excréta ou des eaux ménagères, comprenant l'identification des dangers et événements dangereux, l'évaluation des risques, et le développement et la mise en œuvre de stratégies de prévention de ces risques.
- Hôte intermédiaire** – Hôte abritant des stades juvéniles d'un parasite, avant l'hôte définitif, et dans lequel se produit souvent une reproduction asexuée (pour les trématodes ou les schistosomes transmis par les aliments par exemple, les hôtes intermédiaires sont des espèces particulières d'escargot).
- Hypochlorite** – Produit chimique fréquemment utilisé pour la désinfection (hypochlorite de sodium ou de calcium).
- Infection** – Pénétration et développement ou multiplication d'un agent infectieux chez un hôte. L'infection peut ou non déclencher des symptômes pathologiques (diarrhée, par exemple). Elle peut être mesurée par la recherche des agents infectieux dans les excréta ou dans les zones colonisées, ou par la mesure d'une réponse immunitaire chez l'hôte (présence d'anticorps contre l'agent infectieux, par exemple).
- Irrigation localisée** – Techniques d'épandage dans lesquelles l'eau est appliquée directement sur les cultures, soit par goutte-à-goutte, soit par ajutage. Ces techniques utilisent généralement moins d'eau, entraînent moins de contamination croisée et limitent les contacts entre humains et eaux usées.
- Irrigation par goutte-à-goutte** – Système d'irrigation délivrant des gouttes d'eau directement sur les végétaux par des tuyaux. Des petits trous ou des émetteurs contrôlent la quantité d'eau libérée en direction des végétaux. Ce mode d'irrigation ne contamine pas les surfaces végétales situées au-dessus du sol.
- Irrigation restreinte** – Utilisation d'eaux usées pour irriguer des cultures qui ne seront pas consommées crues par des êtres humains.
- Irrigation sans restriction** – Utilisation d'eaux usées traitées pour irriguer des cultures qui seront normalement consommées crues.
- Irrigation souterraine** – Irrigation au-dessous de la surface du sol, prévient la contamination des parties aériennes des cultures.
- Kyste** – Stade infectieux de la vie parasitaire résistant à l'égard de l'environnement (*Giardia*, *Taenia*, par exemple).
- Latrine suspendue** – Latrine qui se vide directement dans une mare ou autre étendue d'eau.
- Législation** – Ensemble de lois votées par un organe législatif, ou le fait d'élaborer ou de promulguer des lois.
- Maladie** – Symptômes d'une affection chez un hôte : par exemple diarrhée, fièvre, vomissements, sang dans les urines, etc.
- Maladie à transmission vectorielle** – Maladie pouvant être transmise d'homme à homme par le biais d'insectes (paludisme, par exemple).
- Marais artificiel** – Unité du type bassin artificiel ou cuve, destinée au traitement des boues fécales ou des eaux usées, constituée principalement d'une masse filtrante plantée de végétaux aquatiques émergents.

- Matières de vidange** – Excreta non traités transportés sans eau, par exemple avec des conteneurs ou des seaux, terme souvent utilisé de manière non spécifique pour désigner des matières fécales d'origine quelconque. L'usage technique de ce terme n'est donc pas recommandé.
- Médiane** – Valeur centrale d'un échantillon, à laquelle 50% des valeurs de l'échantillon sont inférieures et 50% sont supérieures.
- Métacercaires (infectieuses)** – Stade du cycle de vie des parasites trématodes infectieux pour les hommes. Les métacercaires peuvent former des kystes dans le tissu musculaire du poisson ou à la surface des végétaux, selon l'espèce de trématode.
- Moyenne arithmétique** – Somme des valeurs de tous les échantillons, divisée par le nombre d'échantillons, fournit la valeur moyenne par échantillon.
- Moyenne géométrique** – Mesure une tendance centrale, comme une médiane. Elle diffère de la moyenne traditionnelle (appelée moyenne arithmétique) par l'utilisation de la multiplication au lieu de l'addition pour résumer les valeurs des données. La moyenne géométrique est un résumé utile lorsque les données varient en termes relatifs.
- Objectif lié à la santé** – Niveau de protection sanitaire défini pour une exposition donnée. Peut reposer sur une mesure de la maladie, par exemple 10^{-6} DALY par personne et par an, ou sur l'absence d'une maladie spécifique associée à l'exposition.
- Oocyste** – Structure formée par certains protozoaires coccidiens (*Cryptosporidium*, par exemple) à l'issue de la reproduction sexuelle au cours du cycle de vie. L'oocyste est habituellement le stade infectieux et environnemental et contient des sporozoïtes. Dans le cas de protozoaires entériques, les oocystes sont excrétés dans les fèces.
- Organismes indicateurs** – Micro-organismes dont la présence indique une contamination fécale et la présence possible de micro-organismes plus nocifs.
- Période de retrait** – Laps de temps destiné à permettre le déperissement des agents pathogènes, entre l'épandage des déchets et la récolte.
- pH** – Indique le degré d'acidité ou d'alcalinité d'un liquide.
- Politique** – Ensemble de procédures, de règles et de mécanismes d'affectation fournissant la base de programmes et de services. Les politiques fixent des priorités et allouent souvent des ressources pour leur mise en œuvre. Leur application fait appel à quatre types d'instruments : lois et réglementations ; mesures économiques ; programmes d'information et d'éducation ; et attribution de droits et de responsabilités en matière de prestation de services.
- Procédés de traitement à haut débit** – Procédés de traitement artificiels, caractérisés par des débits élevés et des temps de séjour hydraulique faibles. Ces procédés comprennent habituellement une étape de traitement primaire pour faire déposer les matières solides, suivie d'une étape de traitement secondaire pour dégrader biologiquement les substances organiques.
- Rayonnement ultraviolet (UV)** – Rayonnement de longueur d'onde inférieure à celle de la lumière violette visible (380 à 10 nanomètres), utilisé pour inactiver les agents pathogènes (bactéries, protozoaires et virus).
- Réacteur anaérobie à flux ascendant à couverture de boue** – Unité anaérobie à haut débit servant au traitement primaire des eaux usées domestiques. Les eaux usées sont traitées au cours de leur passage à travers une couche (ou «couverture») de boue composée de bactéries anaérobies. Ce procédé de traitement est conçu principalement pour l'élimination des matières organiques (demande biochimique en oxygène).

Réduction logarithmique – Taux d'élimination des organismes : 1 unité logarithmique = 90 % ; 2 unités logarithmiques = 99 % ; 3 unités logarithmiques = 99,9 % ; etc.

Réglementation – Règles établies par une agence ou une entité administrative en application de la ou des loi(s) définissant les missions et attributions de l'agence ou de l'entité et les circonstances dans lesquelles la loi s'applique.

Réseau d'égouts – Système complet de canalisations, de pompes, de bassins, de cuves, d'unités de traitement et d'infrastructures assurant la collecte, le transport, le traitement et l'évacuation des eaux usées.

Risque – Probabilité qu'un danger ait des effets préjudiciables sur des populations exposées dans un laps de temps spécifié, et gravité des effets.

Risque sanitaire admissible – Niveau défini de risque sanitaire résultant d'une exposition ou d'une maladie particulière, qui est toléré par la société et utilisé pour fixer des objectifs liés à la santé.

Séparation à la source – Dérivation des urines, des fèces, des eaux ménagères, ou de chacune de ces composantes, suivie de leur collecte et de leur traitement séparés.

Surveillance opérationnelle – Le fait de mener une séquence planifiée d'observations ou de mesures des paramètres de contrôle (la turbidité, par exemple, dans le cas du traitement des eaux usées) pour évaluer si une mesure de prévention opère à l'intérieur des spécifications de conception. La surveillance opérationnelle privilégie les paramètres pouvant être mesurés rapidement et facilement, et indiquant si le système fonctionne correctement. Les données de la surveillance opérationnelle doivent aider les gestionnaires à prendre des mesures correctives pour prévenir la propagation des dangers.

Surveillance/vérification – Application de méthodes, de procédures, de tests et d'autres démarches d'évaluation, en plus de celles servant à la surveillance opérationnelle, pour déterminer si les paramètres du système sont conformes aux valeurs de conception et/ou si le système remplit des exigences spécifiées (analyse de la qualité microbienne de l'eau à la recherche d'*E. coli* ou d'oeufs d'helminthes, analyse microbienne ou chimique des cultures irriguées, par exemple).

Systèmes de traitement biologique à faible débit – Utilise des procédés biologiques pour traiter les eaux usées dans de grands bassins, habituellement des bassins en terre. Caractérisés par des temps de séjour hydraulique longs. Exemples de systèmes de traitement biologique à faible débit : bassins de stabilisation, réservoirs de stockage et de traitement des eaux usées, marais artificiels.

Temps de séjour – Temps nécessaire aux eaux usées pour traverser le système.

Traitement avancé ou tertiaire – Étapes de traitement ajoutées au traitement secondaire pour éliminer certains constituants, tels que des nutriments, des matières solides en suspension, des matières organiques, des métaux lourds ou des matières solides dissoutes (sels, par exemple).

Traitement primaire – Procédé de traitement initial, servant à éliminer les matières solides organiques et inorganiques décantables par sédimentation, et les substances surnageantes (écume) par écumage. Exemples de traitements primaires : sédimentation primaire, sédimentation primaire améliorée chimiquement, traitement en réacteur anaérobie à flux ascendant à couverture de boue.

Traitement secondaire – Étape de traitement des eaux usées succédant au traitement primaire. Comprend l'élimination des substances biodégradables dissoutes et des matières organiques colloïdales par des procédés de traitement biologique aérobie artificiels à haut débit. Exemples de traitements secondaires : boues activées, filtres percolateurs, bassins de lagunage aérés et bassins d'oxydation.

- Turbidité** – Trouble de l'eau provoqué par la présence de matières fines en suspension.
- Validation** – Test du système et de ses différentes composantes pour prouver qu'il est en mesure de remplir des objectifs spécifiés (objectifs de réduction microbienne, par exemple). À effectuer lors du développement d'un nouveau système ou de l'adjonction de nouveaux procédés.
- Vecteur** – Insecte transmettant la maladie d'un animal ou d'un humain à un autre (moustiques, par exemple).
- Zone tampon** – Terrain séparant les zones d'utilisation des eaux usées, des excreta et/ou des eaux ménagères des zones accessibles au public ; sert à prévenir l'exposition de la population aux dangers associés aux eaux usées, aux excreta et/ou aux eaux ménagères.

Cette troisième édition du *Guide pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères* a été complètement mise à jour pour prendre en compte les nouveaux éléments scientifiques et les approches actuelles de la gestion des risques. Ce Guide révisé reflète l'importance accordée à la prévention des maladies et aux principes de la santé publique.

Cette nouvelle édition répond à une demande grandissante de la part des Membres de l'OMS en conseils pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères en agriculture et en aquaculture. Elle s'adresse notamment aux spécialistes de l'environnement et de la santé publique, aux chercheurs, aux ingénieurs, aux décideurs politiques et aux responsables du développement des normes et des réglementations.

Ce Guide se présente en quatre volumes séparés. *Volume 1: Aspects politiques et réglementaires; Volume 2: Utilisation des eaux usées en agriculture; Volume 3: Utilisation des eaux usées et des excréta en aquaculture; et Volume 4: Utilisation des excréta et des eaux ménagères en agriculture.*

Le volume 4 du guide porte exclusivement sur l'utilisation sans risque des excréta et des eaux ménagères en agriculture. Le principal moteur des évolutions récentes en matière d'assainissement, y compris l'assainissement biologique, est l'urbanisation rapide. La dynamique créée par la poursuite des objectifs du Millénaire pour le développement a produit des changements considérables dans la façon dont sont manipulés et traités les déchets humains. De nouvelles possibilités s'offrent d'exploiter ces déchets comme ressources pour le développement agricole pro-pauvre, en particulier dans les zones périurbaines. Les meilleures pratiques permettant de limiter le plus possible les risques sanitaires associés constituent la partie centrale de ce volume.

