

**TECHNOLOGIE**





## CHAPITRE II

# QUANTIFICATION, CARACTÉRISATION ET OBJECTIFS DE TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE

*Charles B. Niwagaba, Mbaye Mbéguéré et Linda Strande*

## Objectifs pédagogiques

- Comprendre que la qualité et la quantité de boues de vidange produites à l'échelle d'une ville sont des données difficiles à obtenir.
- Connaître les paramètres importants pour la caractérisation des boues de vidange, comment procéder à leur analyse et quels sont les ordres de grandeur pour les boues peu, moyennement ou très concentrées.
- Être capable de décrire comment les conditions locales influencent la qualité des boues de vidange.
- Comprendre les besoins en traitement et les objectifs associés.

## 2.1 INTRODUCTION

Quantifier et caractériser les boues de vidange à traiter constitue le préalable indispensable à la conception d'une filière de traitement des boues de vidange avec des objectifs de traitement à atteindre. Ce travail doit normalement être réalisé dans le cadre des études de faisabilité décrites au chapitre 17. Il constitue néanmoins une activité difficile de par l'absence de méthodologies standardisées pour la quantification et pour la caractérisation des boues de vidange. La conception des procédés de traitement s'en trouve compliquée.

Les quantités de boues de vidange produites et leurs caractéristiques types sont difficilement prédictibles, tout d'abord en raison de la diversité des dispositifs d'assainissement des ménages existant souvent côte à côte dans les villes, qui peuvent être des latrines à fosse simple, des blocs d'ablution publics, des fosses septiques, des fosses étanches et des toilettes sèches. On peut observer une prévalence de certains types de dispositifs selon la zone géographique. Par exemple, à Bangkok (Thaïlande), Dakar (Sénégal), Hanoi (Vietnam) et Buenos Aires (Argentine), les fosses septiques prédominent au niveau des ménages. À Kampala (Ouganda), Nairobi (Kenya) et Dar es Salaam (Tanzanie), ce sont les latrines à fosse simple qui sont les plus utilisées (comme les latrines privées améliorées et non-améliorées, les latrines partagées ou encore les blocs sanitaires publics). Les quantités et les caractéristiques des boues de vidange dépendent également de la conception et de la construction du dispositif d'assainissement, de la façon dont il est utilisé, de la fréquence et de la manière de réaliser la vidange. L'ensemble de ces paramètres entraîne une variabilité importante des caractéristiques des boues de vidange selon les villes, y compris entre les villes où le même type de dispositif d'assainissement des ménages prédomine.

Ce chapitre donne un aperçu de l'état actuel des connaissances sur la quantification et la caractérisation des boues de vidange. Il permettra d'en identifier les lacunes et de les mettre en perspective par rapport aux objectifs de traitement.

## 2.2 QUANTIFICATION DES BOUES DE VIDANGE

La détermination précise du volume de boues produites est essentielle au bon dimensionnement des infrastructures requises, tant pour la collecte et le transport des boues que pour les sites de dépotage, les stations de traitement et leur réutilisation ou mise en dépôt. Compte tenu de la variabilité de la production de boues de vidange d'un endroit à un autre, il est important d'évaluer la quantité de boues spécifiquement pour chaque situation et non pas sur la base de la littérature. Néanmoins, il n'existe pas encore de méthode éprouvée pour quantifier la production de boues en milieu urbain. La collecte des données nécessaires à une évaluation précise de la production de boues de vidange représente un effort important, en particulier dans les cas où aucune donnée n'est encore disponible. Il existe donc un besoin de mise au point de méthodologies pour réaliser des estimations raisonnables.

Deux approches théoriques existent : une méthode estimant la production des boues et une méthode estimant la quantité de boues vidangées, selon que l'objectif est de déterminer la production totale de boues ou la charge en boues prévisible à la station de traitement. La méthode de la production de boues consiste à estimer les taux d'accumulation de boues au niveau des ménages selon le dispositif d'assainissement qu'ils utilisent, ainsi que leur production d'excreta (c'est-à-dire les matières fécales et l'urine) et d'eaux pour le nettoyage anal, la chasse des toilettes et la cuisine. La méthode des boues vidangées consiste à évaluer la quantité de boues de vidange à partir de la demande existante en services de vidange et de l'activité des vidangeurs (formels et informels). Malheureusement, de nombreuses hypothèses doivent être faites pour chacune de ces méthodes, car les informations disponibles ne sont pas suffisantes. Les paragraphes suivants illustrent la façon dont ces méthodes peuvent être utilisées pour estimer la quantité de boues de vidange.

### 2.2.1 Méthode de la production de boues

La quantité de fèces produites au quotidien varie considérablement selon les habitudes alimentaires. Les consommateurs d'aliments non-transformés avec une teneur élevée en fibres produiront une plus grande quantité de fèces (en masse et en volume) que les consommateurs d'aliments très transformés et à base de viande (Guyton, 1992). La fréquence de l'excrétion fécale est en moyenne d'une selle par personne et par jour. Elle peut cependant varier d'une fois par semaine à cinq fois par jour (Lentner *et al.*, 1981 ; Feachem *et al.*, 1983). Les valeurs de production de fèces rapportées dans la littérature sont présentées dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1 : Taux de production de matière fécale rapportés dans la littérature.

LIEU	POIDS HUMIDE (g/personne/jour)
Pays à revenu élevé <sup>1</sup>	100 à 200
Pays à revenu faible, milieu rural <sup>2</sup>	350
Pays à revenu faible, milieu urbain <sup>2</sup>	250
Chine <sup>3</sup>	315
Kenya <sup>4</sup>	520
Thaïlande <sup>5</sup>	120 à 400

<sup>1</sup> Lentner *et al.* (1981) ; Feachem *et al.* (1983) ; Jönsson *et al.* (2005) ; Vinnerås *et al.* (2006). <sup>2</sup> Feachem *et al.* (1983).

<sup>3</sup> Gao *et al.* (2002). <sup>4</sup> Pieper (1987). <sup>5</sup> Schouw *et al.* (2002).

Le volume d'urine excrétée au quotidien varie également de manière importante, notamment selon la consommation de liquide de la personne, son alimentation, son activité physique et le climat (Lentner *et al.*, 1981 ; Feachem *et al.*, 1983). Les valeurs de production d'urine rapportées dans la littérature sont présentées dans le tableau 2.2.

Tableau 2.2 : Taux de production d'urine rapportés dans la littérature.

LIEU	VOLUME (g/personne/jour)
Valeur générale pour un adulte <sup>1</sup>	1 000 à 1 300
Suède <sup>2</sup>	1 500
Thaïlande <sup>3</sup>	600 à 1 200
Suisse (à la maison, jours de semaine) <sup>4</sup>	637
Suisse (à la maison, week-ends) <sup>4</sup>	922
Suède <sup>5</sup>	610 à 1 090

<sup>1</sup> Feachem *et al.* (1983). <sup>2</sup> Vinnerås *et al.* (2006). <sup>3</sup> Schouw *et al.* (2002). <sup>4</sup> Rossi *et al.* (2009). <sup>5</sup> Jönsson *et al.* (1999).

En plus de la production journalière d'excreta, l'accumulation des boues de vidange est fonction du temps et des habitudes spatiales qui influencent les lieux de défécation, comme l'emploi du temps de travail, les habitudes de consommation des repas et des boissons, les modèles de cohésion sociale et la fréquence d'utilisation des toilettes. Il faut également prendre en compte le volume de déchets solides et des autres détritiques déversés dans les dispositifs d'assainissement à la parcelle.

Une bonne estimation de la production de boues de vidange nécessite les informations suivantes :

- Nombre d'utilisateurs ;
- Emplacement ;
- Types et nombre des différents dispositifs d'assainissement à la parcelle ;
- Taux d'accumulation des boues ;
- Population par niveaux socio-économiques.

La collecte de ces données peut présenter quelques difficultés selon le niveau de disponibilité de l'information. En effet, les dispositifs d'assainissement des ménages sont souvent construits de manière informelle. Les données officielles sur les nombres et les types de dispositifs à l'échelle de la ville n'existent donc pas. En réaliser une estimation précise demanderait un travail intensif d'enquête au niveau des ménages. Les informations démographiques détaillées sont parfois disponibles, mais ce n'est pas toujours le cas. La croissance rapide de la population dans les zones urbaines des pays à revenu faible constitue une autre source de difficulté. Enfin, l'estimation du volume de boues de vidange destiné aux stations de traitement doit également tenir compte du fait que les camions de vidange ne pompent pas toujours l'intégralité des boues contenues dans les dispositifs d'assainissement des ménages (Koanda, 2006). Cette méthode d'estimation de la production totale de boues de vidange surestime les volumes potentiels à traiter dans les stations. Si l'objectif ultime est bien de centraliser l'ensemble des boues de vidange sur les sites de traitement, il n'est pas non plus réaliste de supposer que toutes les boues de vidange produites seront, dès le début, collectées et transportées vers les stations de traitement.

### 2.2.2 Méthode des boues vidangées

La quantité de boues vidangées dans les dispositifs d'assainissement des ménages est fonction de la filière GBV en place, notamment de son acceptation et de son niveau de promotion, de la demande en vidange et de l'existence de sites officiels de dépotage ou de traitement. Le volume vidangé en situation actuelle peut être évalué sur la base d'entretiens, de visites de terrain et de l'analyse des données internes des entreprises de vidange. Les estimations peuvent être réalisées à partir du nombre de vidanges effectuées au quotidien, du volume de boues collectées par vidange, de la fréquence moyenne de vidange au niveau des ménages et du pourcentage de la population qui a recours aux services de vidange (Koanda, 2006). L'activité informelle ou illégale de vidange doit aussi être prise en compte, car elle peut représenter des volumes considérables.

L'estimation de la production de boues de vidange par cette méthode implique certaines conditions, comme la présence d'un site officiel de dépotage ou de traitement (voir la figure 2.1), mais aussi le fait que les montants de la redevance de dépotage soient abordables et que des mesures de contrôle des dépotages illégaux existent. On peut envisager que la majorité des boues de vidange collectées arrive sur les sites de traitement si ces conditions sont en place. Une indication des volumes de boues de vidange déversés peut être obtenue en installant un débitmètre sur le site de dépotage officiel, quand il existe.

Il n'est toutefois pas rare que les sites de dépotage officiels fassent défaut et que les entreprises de vidange soient hésitantes à coopérer à une étude officielle qui s'intéresse à leurs activités illégales. Il est donc difficile de quantifier le volume de boues de vidange dépotées illégalement directement dans l'environnement, que ce soit via les entreprises de vidange ou via les ménages qui emploient des vidangeurs manuels. Dans les zones où il n'y a pas de site de dépotage ou de site de traitement officiel, l'augmentation rapide de l'activité de vidange - et donc des volumes de boues - est probable lorsqu'une station de traitement est construite. La méthode d'évaluation de la quantité de boues employée au départ fournira une sous-estimation des volumes à traiter à la station.



Figure 2.1 : Dépotage de boues de vidange sur le site de déchetterie et de traitement des boues de vidange de Kumasi, Ghana (photo : Linda Strande).

Quelle que soit la méthode utilisée pour estimer les volumes de boues de vidange, sa précision dépendra de la qualité des données disponibles et du réalisme des hypothèses qui seront réalisées. Les méthodes d'évaluation des quantités de boues de vidange devraient rapidement

gagner en efficacité, puisque de plus en plus de stations de traitement sont mises en œuvre et que la gestion des boues de vidange est de plus en plus acceptée et légitimée.

### 2.3 CARACTÉRISATION DES BOUES DE VIDANGE

Les paramètres de caractérisation des boues de vidange sont classiquement : les matières sèches, la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène (DBO), les nutriments, les germes pathogènes et les métaux. Si ces paramètres sont les mêmes que ceux utilisés pour l'analyse des eaux usées domestiques, il faut souligner que les caractéristiques des eaux usées domestiques et des boues de vidange sont très différentes. Le tableau 2.3 présente des exemples tirés de la littérature qui mettent en lumière la variabilité importante de ces paramètres dans les boues de vidange et les comparent avec les boues d'épuration. Une comparaison plus détaillée des deux types de boues par rapport au fractionnement de la matière organique est présentée au chapitre 9. Les concentrations en matières organiques, en matières sèches, en ammonium et en œufs d'helminthe dans les boues de vidange sont généralement supérieures d'un facteur de dix à cent à celles des boues d'épuration (Montangero et Strauss, 2002).

Aujourd'hui, la connaissance détaillée des caractéristiques des boues de vidange fait encore défaut. La recherche dans ce domaine avance néanmoins rapidement. Les résultats de la recherche et les observations empiriques permettront une meilleure connaissance des caractéristiques des boues de vidange et leur prédiction plus précise à partir de méthodes plus abordables. Le paragraphe 2.4 traite de l'influence des conditions locales sur la qualité des boues de vidange. Le manque de méthodes standardisées pour la caractérisation des boues de vidange s'ajoute à ces paramètres pour expliquer la grande variabilité des résultats observés.

#### Étude de cas 2.1 : Variabilité des boues de vidange à Ouagadougou, Burkina Faso.

La variabilité des caractéristiques des boues de vidange a été mise en évidence par Bassan *et al.* (2013a) à travers une campagne de mesure réalisée en saison sèche et en saison des pluies à Ouagadougou, Burkina Faso (voir la figure 2.4). La concentration en MS en saison sèche était de 10 658 mg/L avec un écart type de 8 264. Les échantillons étant très variables, aucune différence significative de concentration n'a été observée entre les deux saisons. La campagne de mesure a néanmoins permis de mettre en évidence une fréquentation plus élevée des camions de vidange sur les sites de dépotage pendant la saison des pluies, jusqu'à trois fois plus. Ceci montre que les latrines et les fosses septiques se remplissaient beaucoup plus rapidement en saison des pluies en raison des infiltrations et du ruissellement.

L'importante variabilité des caractéristiques des boues de vidange rend nécessaire l'acquisition de données spécifiques à un lieu, en vue de concevoir la filière de traitement des boues. En 2010, la conception d'une station de traitement des boues de vidange à Ouagadougou avait été réalisée sur la base des caractéristiques générales rapportées dans la littérature, faute de données locales disponibles. Pour une charge à traiter de 125 m<sup>3</sup>/jour de boues concentrées à 21 000 mg de MS/L, la conception prévoyait 96 lits de séchage de 128 m<sup>2</sup> chacun. Les études ultérieures de caractérisation des boues de vidange de Ouagadougou ont révélé que la station était en réalité surdimensionnée d'un facteur deux, et par conséquent capable de traiter 250 m<sup>3</sup>/jour (Bassan *et al.*, 2013b). La détermination des caractéristiques locales des boues de vidange en amont de la conception aurait permis de réduire considérablement le coût d'investissement de la station. Cela illustre combien il est important de déterminer les caractéristiques locales des boues de vidange préalablement à la conception des installations de traitement.

## II - QUANTIFICATION, CARACTÉRISATION ET OBJECTIFS

Tableau 2.3 : Caractéristiques, rapportées par la littérature, de boues de vidange de dispositifs d'assainissement à la parcelle et de boues d'épuration.

PARAMÈTRE	BOUES DE VIDANGE		BOUES D'ÉPURATION	RÉFÉRENCE
	Toilettes publiques	Fosses septiques		
pH	1,5 à 12,6			USEPA (1994)
	6,55 à 9,34			Kengne <i>et al.</i> (2011)
Matières sèches, MS (mg/L)	52 500	12 000 à 35 000	-	Koné et Strauss (2004)
	30 000	22 000	-	NWSC (2008)
		34 106		USEPA (1994)
	≥ 3,5 %	< 3 %	< 1 %	Heinss <i>et al.</i> (1998)
Matières volatiles, MV (en % MS)	68	50 à 73	-	Koné et Strauss (2004)
	65	45	-	NWSC (2008)
DCO (mg/L)	49 000	1 200 à 7 800	-	Koné et Strauss (2004)
	30 000	10 000	7 à 608	NWSC (2008)
	20 000 à 50 000	< 10 000		Heinss <i>et al.</i> (1998)
DBO (mg/L)	7 600	840 à 2 600	-	Koné et Strauss (2004)
	-	-	20 à 229	NWSC (2008)
Azote total, N <sub>T</sub> (mg/L)	-	190 à 300	-	Koné et Strauss (2004)
			32 à 250	NWSC (2008)
Azote Kjeldahl total, NTK (mg/L)	3 400	1 000	-	Katukiza <i>et al.</i> (2012)
Azote ammoniacal, N-NH <sub>4</sub> (mg/L)	3 300	150 à 1 200	-	Koné et Strauss (2004)
	2 000	400	2 à 168	NWSC (2008)
	2 000 à 5 000	< 1 000	30 à 70	Heinss <i>et al.</i> (1998)
Nitrates, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg N/L)	-	0,2 à 21	-	Koottatep <i>et al.</i> (2005)
Phosphore total, P <sub>T</sub> (mg P/L)	450	150	9 à 63	NWSC (2008)
Coliformes fécaux (cfu/100 mL)	1 × 10 <sup>5</sup>	1 × 10 <sup>5</sup>	6,3 × 10 <sup>4</sup> - 6,6 × 10 <sup>5</sup>	NWSC (2008)
Œufs d'helminthe (nombre/L)	2 500	4 000 à 5 700	-	Heinss <i>et al.</i> (1994)
	20 000 à 60 000	4 000	300 à 2 000	Heinss <i>et al.</i> (1998)
		600 à 6 000		Ingallinella <i>et al.</i> (2002)
		16 000		Yen-Phi <i>et al.</i> (2010)



## 2.4 FACTEURS INFLUENÇANT LA QUALITÉ DES BOUES DE VIDANGE

L'importante variabilité des caractéristiques des boues de vidange est liée à plusieurs facteurs, comme la diversité des dispositifs de traitement utilisés par les ménages, la manière de les utiliser, la durée de stockage (taux d'accumulation et fréquences de vidange), les débits entrants et l'infiltration ainsi que le climat local. Ces facteurs doivent tous être pris en compte pour déterminer les caractéristiques des boues de vidange.

### 2.4.1 Utilisation des toilettes

Les pratiques des ménages en matière d'utilisation de toilettes ont une influence sur la qualité des boues de vidange contenues dans les dispositifs d'assainissement à la parcelle. La concentration en MS est sensible à plusieurs facteurs, notamment le fait d'utiliser de l'eau ou pas dans les toilettes, les volumes d'eau de chasse utilisés, le mode de nettoyage anal (à l'eau ou avec des matériaux secs) ou encore la réception des eaux grises en provenance de la cuisine ou de la salle de bain. Les concentrations en matières grasses, huiles et graisses augmenteront avec le raccordement des eaux de cuisine et le niveau d'entretien des séparateurs d'huiles et de graisses. Les odeurs sont plus importantes lorsque des déchets organiques solides sont déversés dans les dispositifs. Le taux de remplissage du dispositif d'assainissement est plus important quand les déchets introduits sont nombreux (comme par exemple les déchets solides de la cuisine, les ordures) et quand le nombre d'utilisateurs est élevé. Certains ménages utilisent des additifs pour tenter de diminuer le taux d'accumulation des boues, notamment des microorganismes, du sel, du sucre, des cendres, de l'engrais et du kérosène. Ces substances n'ont pas été jugées comme étant efficaces en général et certaines peuvent même avoir un effet inverse (Foxon *et al.*, 2012).

### 2.4.2 Durée de stockage

Le taux de remplissage et la durée de stockage dépendent du type de technologie, de la qualité de sa mise en œuvre, de la manière d'utiliser les toilettes, du débit entrant et des infiltrations. La durée pendant laquelle les boues sont stockées au sein des dispositifs d'assainissement des ménages, avant d'être vidangées, a une forte influence sur leurs caractéristiques car la digestion de la matière organique se produit pendant le stockage. Dans les quartiers informels par exemple, une grande partie de la population utilise en général des latrines publiques qui nécessitent donc des vidanges fréquentes. Selon Günther *et al.* (2011), à Kampala, une même latrine est partagée en moyenne par 30 personnes (soit 7 ménages). À Kumasi, Ghana, ce sont 40 % de la population qui utilisent des toilettes publiques non-raccordées aux égouts, qui sont vidangées fréquemment (à quelques semaines d'intervalle). Les boues de vidange collectées dans les latrines publiques ne sont donc pas stabilisées et présentent des concentrations élevées en DBO et en  $\text{N-NH}_4^+$  (voir tableau 2.3). La fréquence de vidange des fosses septiques varie beaucoup selon leur volume et le nombre d'utilisateurs. Elle peut être de quelques semaines à plusieurs années. Les boues de vidange stockées dans une fosse septique plusieurs années seront plus stabilisées que les boues de toilettes publiques. Au cours du remplissage des dispositifs d'assainissement des ménages, les boues des couches inférieures se compactent et se densifient. Elles deviennent difficiles à évacuer par pompage. Elles sont donc rarement vidangées et souvent laissées au fond des fosses.

### 2.4.3 Débit entrant et infiltration

La concentration et le volume des boues sont aussi fortement influencés par le débit entrant, l'infiltration de lixiviat dans l'environnement ou au contraire l'entrée d'eaux souterraines dans le dispositif. Le taux de remplissage d'un dispositif d'assainissement sera d'autant moins grand que l'infiltration est importante, ce qui se traduira par des boues plus épaisses. La perméabilité des dispositifs d'assainissement dépend de leur mode de construction (non-étanchés, étanchés partiellement ou complètement), de la qualité de la construction et de leur connexion à des puits ou des lits d'infiltration. Les quantités d'eaux entrantes ou infiltrées des dispositifs non-étanches dépendront du type de sol et du niveau de la nappe. Le contact des eaux souterraines avec les boues de vidange peut entraîner une contamination des eaux souterraines, dont l'ampleur est d'autant plus grande lors des périodes de fortes et longues pluies, puisque celles-ci engendrent des inondations et l'élévation de la nappe phréatique. Ceci est particulièrement préoccupant dans les pays à revenu faible où les latrines et les fosses septiques sont construites par des maçons du secteur informel, qui n'ont pas conscience du problème ou bien qui n'ont pas les moyens de déterminer le niveau de la nappe.

### 2.4.4 Mode de vidange

Le mode de vidange influence lui aussi les caractéristiques des boues. Les boues de vidange au fond des dispositifs d'assainissement sont trop épaisses pour être pompées. Elles pourront être retirées soit manuellement avec des pelles, soit en injectant de l'eau afin de diminuer leur viscosité (voir la figure 2.2). Les latrines à simple fosse sont en général non-étanches ou partiellement étanches. Elles nécessitent habituellement l'injection d'eau en grande quantité pour que les boues puissent être pompées car l'infiltration des liquides à travers le sol rend les boues plus épaisses. Les boues de vidange qui ont pu être pompées sont généralement plus diluées et moins visqueuses que celles qui sont vidangées manuellement. La concentration des boues extraites des fosses septiques dépend de la quantité de surnageant pompé. Les boues seront par ailleurs moins concentrées avec des pompes insuffisamment puissantes pour évacuer l'ensemble des boues accumulées. Par exemple, à Dakar, Sénégal, 83 % des véhicules de vidange sont équipés de petites pompes incapables d'évacuer les matières solides qui s'accumulent au fond des fosses septiques (Diongue, 2006 ; Sonko, 2008). Les puits d'infiltration parfois utilisés pour l'infiltration des effluents en sortie de fosses septiques peuvent également nécessiter des vidanges de boues afin d'éviter leur colmatage. Les modes de vidange sont présentés plus en détail dans le chapitre 4 « Méthodes et dispositifs pour la collecte et le transport des boues de vidange ».

### 2.4.5 Climat

Le climat a une influence directe sur les caractéristiques des boues de vidange, en particulier la température et la pluviosité. Certains pays tropicaux connaissent une saison de fortes pluies, appelée « saison des pluies », tandis que d'autres ont une plus grande répartition des pluies dans le temps. Les températures peuvent être au plus bas pendant la saison des pluies et au plus haut pendant la saison sèche. La demande en vidange est souvent plus élevée pendant la saison des pluies, car les fortes précipitations entraînent un débordement voire une inondation des dispositifs d'assainissement des ménages. Les vitesses de dégradation biologique sont aussi fonction de la température et augmentent avec elle.



Figure 2.2 : Ajout d'eau pour faciliter le pompage avec une pompe « Gulper » des boues d'une latrine à fosse simple dans un quartier informel de Kibera, Nairobi, Kenya (photo : Linda Strande).

## 2.5 FINALITÉ DU TRAITEMENT

L'objectif principal du traitement des boues de vidange est la protection de la santé humaine et de l'environnement. La réglementation spécifique au dépotage, au traitement, à la réutilisation et à la mise en dépôt des boues de vidange est donc essentielle. Les cadres institutionnels sont présentés plus en détail au chapitre 12. La réglementation relative au traitement des boues de vidange est cependant souvent empruntée à la réglementation sur le traitement des eaux usées, à travers les exigences nationales minimales de qualité de rejet ou les recommandations de l'agence de protection de l'environnement. Ces textes prennent rarement en compte la nature très différente des boues de vidange.

Les objectifs de traitement des boues de vidange devraient pourtant être définis en fonction de la réutilisation ou de la mise en dépôt prévue pour ce qui concerne les boues, et en fonction de la réutilisation ou du rejet dans le milieu naturel pour ce qui concerne les effluents liquides. Une approche multi-barrière est préférable à la mise en place d'exigences de qualité. Cet aspect est traité plus en détail dans le chapitre 10 « Destination finale des produits issus du traitement ».

## 2.6 OBJECTIFS DE TRAITEMENT

La déshydratation (ou l'épaississement) des boues de vidange est un objectif de traitement important. Les boues de vidange contiennent en effet une forte proportion d'eau. La réduction du volume de cette dernière permettra une diminution considérable des efforts liés au transport des boues et simplifiera les étapes de traitement ultérieures. Les objectifs de traitement pour la protection de l'environnement et de la santé publique sont atteints via la réduction des agents pathogènes, la stabilisation de la matière organique et des nutriments, ainsi que la réutilisation ou la mise en dépôt sans risque des produits issus du traitement.

### 2.6.1 Déshydratation

La déshydratation des boues de vidange est couramment réalisée par décantation gravitaire, filtration sur lits de séchage et évaporation/évapotranspiration. Les boues de vidange présentent une déshydratabilité différente des boues d'épuration : elles tendent à mousser lorsqu'on les agite et sont plus résistantes à la décantation et à la déshydratation (USEPA, 1999). Leur durée de stockage dans les dispositifs d'assainissement des ménages et leur âge influencent leur déshydratabilité. L'expérience montre que les boues de vidange fraîches sont plus difficiles à déshydrater que les plus vieilles, mieux stabilisées.

L'ajout de matériaux secs tels que la sciure de bois pour augmenter la teneur en matières sèches peut aussi contribuer aux processus de déshydratation et d'épaississement. Ceci est une pratique courante dans les procédés comme le compostage où la sciure permet une augmentation du rapport carbone/azote (C:N).

L'effluent liquide produit par la déshydratation nécessite un traitement ultérieur car il peut être chargé en ammoniacque, en sels et en germes pathogènes. Les mécanismes de déshydratation sont présentés plus en détail au sein du chapitre 3 et les technologies de traitement dans les chapitres 5 à 8.

### 2.6.2 Germes pathogènes

Les boues de vidange contiennent de grandes quantités de microorganismes principalement en provenance des fèces. Ces microorganismes peuvent être pathogènes. L'exposition aux boues de vidange non-traitées constitue donc un risque important pour la santé humaine, que ce soit par contact direct ou exposition indirecte. Les boues de vidange doivent être traitées avec un niveau de désinfection adapté au mode de réutilisation ou à la mise en dépôt prévue. Les voies d'exposition sont en effet très différentes pour des boues traitées déversées dans l'environnement ou utilisées dans l'agriculture ou bien comme carburant. La question des germes pathogènes est traitée plus en détail dans le paragraphe 2.10. La réduction des agents pathogènes et/ou leur inactivation est réalisée via les mécanismes suivants : privation de nourriture, prédation, exclusion, dessiccation et température élevée. Ils sont décrits plus en détail dans le chapitre 3.

### 2.6.3 Nutriments

Les boues de vidange contiennent des concentrations importantes en nutriments qui peuvent être valorisés ou au contraire entraîner une contamination environnementale s'ils ne sont pas gérés correctement. Les nutriments des boues de vidange peuvent venir en complément des engrais synthétiques à base d'azote, qui dépendent fortement des combustibles fossiles et du phosphore. Ce dernier est une ressource limitée, dont on estime que la demande dépassera l'offre dans 100 ans (Bentley, 2002 ; Steen, 1998).

Les nutriments ont des impacts environnementaux. Il s'agit de l'eutrophisation et des proliférations d'algues dans les eaux de surface (voir la figure 2.3) et de la contamination de l'eau potable (les nitrates conduisent par exemple à la méthémoglobinémie). La question des nutriments est abordée plus en détail ci-dessous au paragraphe 2.9.1. De plus amples informations sur les avantages et les interrogations posées par la valorisation des produits issus du traitement des boues de vidange sont présentées au chapitre 10.

### 2.6.4 Stabilisation

Les boues de vidange non-traitées présentent une demande en oxygène élevée, en raison de la présence de matières organiques facilement dégradables qui consomment des quantités importantes d'oxygène lors de la respiration aérobie. Déversées dans l'environnement, les boues de vidange peuvent épuiser l'oxygène des eaux de surface. Le processus de stabilisation augmente les teneurs en molécules organiques difficilement dégradables, plus complexes et plus stables (par exemple la cellulose et la lignine). La stabilisation s'effectue grâce à la biodégradation des molécules les plus facilement dégradables, pour aboutir à des boues présentant une moindre demande en oxygène.

Les indicateurs habituels de la stabilisation sont les matières volatiles en suspension (MVS), la DBO et la DCO. De plus, la stabilisation permet de s'assurer que les formes organiques des nutriments présents dans les produits issus du traitement sont stables et peuvent être utilisés de manière plus prévisible et plus fiable. La stabilisation réduit également le moussage des boues et une meilleure déshydratabilité. La stabilisation est expliquée plus en détail dans le chapitre 3 « Mécanismes de traitement ».



Figure 2.3 : Rivière eutrophisée en raison du déversement direct de boues de vidange non-traitées et d'eaux usées, Yaoundé, Cameroun (photo : Linda Strande).

## 2.7 AUTRES CONSIDÉRATIONS CONCERNANT LE TRAITEMENT

Il est recommandé de renseigner l'origine des boues de vidange reçues à la station de traitement pour s'assurer qu'elles ne contiennent pas de constituants toxiques en provenance de l'industrie. Les métaux lourds ne sont pas éliminés par le traitement. Il est donc important d'éviter leur présence dans les boues de vidange à la source. Les métaux lourds proviennent généralement du milieu industriel. Ils ne sont d'ordinaire pas présents en quantité significative dans les boues de vidange domestiques, même si une contamination est possible, par exemple par des piles électriques jetées dans les toilettes.

Le percolat issu des lits de séchage des boues et l'effluent sortant des bassins de lagunage peuvent présenter une salinité élevée qui peut poser problème pour l'irrigation, en raison des impacts sur le développement des plantes, la perméabilité des sols et la formation de croûtes en surface. L'utilisation d'un système de traçabilité des boues de vidange est abordée dans le chapitre 11 « Exploitation-maintenance ». L'impact des métaux et de la salinité est discuté au chapitre 10 « Destination finale des produits issus du traitement ».

## 2.8 MÉTHODOLOGIES D'ÉCHANTILLONNAGE

La fiabilité de la caractérisation des boues de vidange dépend fortement de la manière dont les échantillons sont collectés, des méthodes utilisées pour l'analyse et des pratiques de laboratoire. La difficulté de réaliser un échantillonnage des boues au sein des dispositifs d'assainissement des ménages est une source supplémentaire d'erreur. Les boues de vidange dans ces dispositifs ne sont généralement pas uniformes, avec une couche d'écume au niveau supérieur et une couche de boue plus concentrée au fond. Savoir comment et où prélever l'échantillon dépend de ce que l'on recherche et la méthode d'échantillonnage utilisée doit être indiquée dans le rapport de résultats. Si l'on cherche par exemple à connaître les caractéristiques des boues au sein du dispositif d'assainissement des ménages, on devra prélever directement à l'intérieur. L'échantillon représentatif sera composé de plusieurs prélèvements dans les différentes zones (c'est-à-dire en haut, au milieu et en bas) de manière proportionnelle au volume de ces zones. Lorsque l'on recherche les caractéristiques des boues vidangées qui parviendront aux stations de traitement, le prélèvement se fera plutôt au niveau du camion de vidange. Plusieurs échantillons seront prélevés au fur et à mesure que le camion dépose ses boues, pour être ensuite mélangés et constituer un échantillon composite représentatif (voir la figure 2.4). La méthode la plus précise consiste à prélever de la boue à intervalle régulier (par exemple toutes les deux minutes). Une autre méthode plus qualitative, mais ayant néanmoins montré une précision raisonnable, consiste à effectuer les prélèvements au début, au milieu et à la fin du dépotage, ce qui est plus simple car le volume exact du camion n'est pas toujours connu. Le volume de l'échantillon de boues de vidange doit être proportionnel au volume du camion, sur le même principe qu'un échantillonnage des eaux usées proportionnel à leur débit (Von Willer, 2007). Lorsque c'est faisable, les prélèvements peuvent aussi être réalisés dans un bac de dépotage. Le bac doit alors être équipé d'un mélangeur afin d'assurer la représentativité du prélèvement. Il est à noter que les boues de vidange peuvent décanter très rapidement. Il faut en tenir compte pour choisir le bon moment et la fréquence de prélèvement des boues.

D'autres aspects sont à prendre en compte, comme la nécessité de prélever sur une courte durée, d'obturer le récipient du prélèvement pour éviter la volatilisation ou sa contamination et de le maintenir au frais pour éviter l'activité microbienne. Les échantillons doivent être analysés dans les huit heures qui suivent leur collecte. Si ce n'est pas possible, ils doivent être conservés par réfrigération, congélation ou bien par ajout d'un fixateur chimique, selon la méthode d'analyse standardisée prévue.



*Figure 2.4 : Campagne de prélèvement pour quantifier et caractériser les boues de vidange à Ouagadougou, Burkina Faso, en vue de la conception de la nouvelle station de traitement des boues de vidange (photo : Hanspeter Zoellig).*

### Étude de cas 2.2 : À propos de la difficulté d'échantillonner les boues de vidange en vue de leur caractérisation.

(Kartik Chandran et Melanie Valencia, Université Columbia, New York).

À partir de 2011, la Fondation Bill et Melinda Gates a financé un projet visant à évaluer la possibilité de produire du biodiesel à partir de boues de vidange, en partenariat avec KNUST (Kumasi, Ghana), l'Université de Columbia (New York) et *Waste Enterprisers*. La première étape a consisté en la caractérisation des boues de vidange de Kumasi. Elle a été réalisée par un groupe d'étudiants diplômés de KNUST à travers l'étude de 100 échantillons et a permis d'estimer les matières sèches, l'ammoniaque, la teneur en lipides, le pH et la DCO. Les boues étaient collectées sur le site de dépotage des camions et il a été possible de comparer les résultats entre les latrines à fosse simple, les toilettes privées et les toilettes publiques. L'analyse a montré que les boues provenant des toilettes publiques se sont avérées les meilleures pour le maintien d'un système de fermenteurs sains et l'obtention du plus grand nombre d'acides gras à longue chaîne, potentiellement précurseurs du biodiesel.

Au fil du projet, les acides gras volatiles ont aussi été considérés comme précurseurs de la production de lipides. L'attention s'est donc portée sur le transport des échantillons du site vers le laboratoire, en raison de la volatilisation de ces éléments, ainsi que sur le temps entre l'obtention de l'échantillon et les tests. Les flacons contenant les prélèvements devaient être remplis à ras bord et acheminés sans tarder au laboratoire pour une mesure des acides gras volatiles le jour même. Pour obtenir un échantillon homogène, en particulier pour la production des acides gras volatiles dans les digesteurs anaérobies, quatre des six fermenteurs ont été mélangés à l'aide de pompes. Les échantillons pour la production de gaz ont été prélevés avant le mélange et les échantillons de boues de vidange après.

Plusieurs défis de gestion ont été relevés lors de la collecte des boues et de l'échantillonnage. Le site de dépotage se situe sur le site d'une station de traitement des eaux usées municipales par lagunage. Le premier défi a consisté à faire en sorte que les camions dépotent leurs boues de vidange dans le système expérimental plutôt que dans les bassins de lagunage. Au tout début, 5 USD (10 GHC) étaient donnés aux chauffeurs des camions pour les dédommager, car il leur fallait plus de temps pour aller dépoter dans le système expérimental que dans les bassins de lagunage. Lors de la saison des pluies, la prime de 5 USD s'est avérée insuffisante. De nombreux chauffeurs ont refusé d'y livrer leurs boues de vidange en raison du mauvais état de la route causé par les pluies. Seuls quelques camions, devenus familiers du projet, ont continué à fournir des boues. Néanmoins, une fois la saison des pluies terminée, les camions ont continué à ne pas venir au système expérimental, y compris après que la route ait été réparée. De nombreuses solutions alternatives ont été envisagées, dont l'élargissement du point de dépotage pour un déversement plus rapide des boues. Finalement, l'équipe du projet a décidé de doubler le montant de la prime. Cette mesure a motivé beaucoup plus de chauffeurs et le mot s'est répandu rapidement. Vous trouverez plus d'informations sur ce projet et d'autres projets GBV sur : [www.susana.org](http://www.susana.org).

### Étude de cas 2.3 : Échantillonnage et caractérisation des boues de vidange issues de dispositifs d'assainissement à la parcelle de la municipalité de eThekwhini, Durban.

Les caractéristiques des boues de vidange peuvent varier considérablement selon les lieux et les types de dispositifs. Le Groupe de recherche sur la pollution (*Pollution Research Group, PRG*) de l'Université de KwaZulu-Natal de Durban, Afrique du Sud, a étudié les propriétés de boues de vidange de différents types de dispositifs à la parcelle afin de mieux connaître ces variations. L'étude a été réalisée dans la région de Durban sur des toilettes à séparation des urines (*Urine Diverting Toilets, UDDT*), des latrines améliorées ventilées (VIP) et des blocs d'ablution communautaire (BAC). La première phase consistait en une campagne d'échantillonnage (tableau 2.4) avec vidange des fosses, constitution des échantillons de boues en provenance des dispositifs sélectionnés, puis analyse de leurs propriétés chimiques, physiques, mécaniques et biologiques.

Une méthode d'échantillonnage a été mise au point pour prélever à différentes profondeurs et dans les parties « avant » et « arrière » des fosses des latrines VIP sèches et des UDDT. Les latrines VIP à chasse ont présenté un contenu très liquide, les boues étant rassemblées en une croûte à la surface du liquide. Les prélèvements ont été réalisés à partir de la croûte et du liquide sous la couche de boue, sans aucune distinction des parties « avant » et « arrière » des fosses. Les fosses des BAC se sont avérées remplies de liquide comme les latrines VIP à chasse. En moyenne, huit échantillons ont été prélevés dans chaque latrine VIP sèche, entre quatre à six dans chaque latrine VIP à chasse, deux à six dans chaque UDDT (compartiment en utilisation et compartiment au repos) et environ 12 échantillons dans chaque BAC. Les échantillons étaient d'environ 1 litre. Ils ont été stockés dans des récipients en plastique à 4 °C en vue d'être analysés, notamment pour les paramètres suivants : demande chimique en oxygène (DCO), ammoniacque, azote Kjeldahl total (TKN), (ortho)phosphate, potassium, teneur en eau, matières sèches, matières en suspension, matières volatiles, indice de boue (IB), pH, conductivité thermique, chaleur spécifique, rhéologie (viscosité), densité, granulométrie, puissance calorifique, métaux lourds et parasites.

Quelques résultats d'analyses sont synthétisés dans le tableau 2.4 sous forme de moyenne par groupe d'échantillons. Ils montrent une teneur relativement élevée en humidité de tous les échantillons de latrines VIP - environ 80 %. Comme escompté, les échantillons des toilettes UDDT présentent une teneur en humidité plus faible (60 %). Les paramètres de teneur en humidité (inverse du taux de matières sèches) et de viscosité considérés ensemble constituent un point de départ utile pour la mise au point et l'évaluation des équipements de vidange des fosses. La viscosité maximale mesurée sur une latrine VIP sèche était d'environ  $6 \times 10^5$  Pa.s (pascal-secondes), avec une valeur moyenne d'environ  $3 \times 10^5$  Pa.s. Ces valeurs reflètent néanmoins seulement les boues de vidange : pour les besoins de vidange, la présence de déchets non-fécaux dans les fosses doit aussi être prise en compte. Les valeurs de DCO les plus faibles ont été relevées pour les toilettes à séparation des urines.

Tableau 2.4 : Valeurs moyennes des paramètres mesurés au laboratoire pour les boues de vidange.

Type	Humidité			Cendre	IB	pH	DCO	N-NH <sub>4</sub> <sup>-</sup>	NTK	P-PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	P <sub>tot</sub>	Conductivité thermique	Pouvoir calorifique	Densité
	%	MES mg/L	MVS g/g PS											
VIP sèche	83	381	0,57	0,43	0,11	7,6	680	13	40	0,73	3,86	0,54	14,06	1 356,5
VIP à chasse	79	562	0,54	0,46	0,04	7,7	720	7	30	0,83	2,93	0,55	13,08	1 443,1
CAB	77	139	0,49	0,51	0,51	7,4	650	3	30			0,60	14,31	1 350,1
UDDT	60	246	0,45	0,55	0,23	7,5	490	5	30	1	3,27	0,38	12,93	1 450,4

Une analyse comparative des déchets non-fécaux présents dans les boues de différentes fosses a été effectuée sur le site de la station d'épuration au voisinage de Tongaat, au nord de Durban. Trois échantillons de boues ont été réalisés à partir d'une fosse VIP sèche et d'un dispositif à séparation des urines (compartiment en utilisation et compartiment au repos). Un tri manuel a été effectué ensuite avec classement des matériaux en différentes catégories. Le poids de chaque catégorie a été mesuré, puis rapporté en pourcentage du poids humide total. La figure 2.5 montre un exemple de dégrillage de boues de vidange lors d'un échantillonnage.



Même si toutes sortes de matériaux différents ont été identifiés lors du tri manuel, plus de 85 % du poids humide total s'est avéré organique. Le « papier » était la deuxième catégorie la plus représentée avec environ 7 à 8 % du poids humide total, puis venaient les textiles (1 à 2 %) ; quant aux produits d'hygiène féminine, ils représentaient environ 1 % de la masse totale. Une étude plus approfondie sur la taille de ces éléments devrait permettre d'estimer leur impact sur les équipements de vidange des fosses.



Figure 2.5 : Dégrillage de déchets solides de boues de vidange à l'entrée d'une station de traitement lors d'une campagne de prélèvement à Kampala, Ouganda (photo : Daniel Ddiba).

## 2.9 CONSTITUANTS PHYSICO-CHIMIQUES

Ce paragraphe donne un aperçu des constituants communément utilisés pour la caractérisation des boues de vidange et des méthodes habituelles d'analyses. Les bases de leurs transformations sont présentées au chapitre 3 « Mécanismes de traitement ». La description détaillée des méthodes d'analyse pour les eaux usées existe dans les documents normalisés, comme par exemple APHA (2005). Ces méthodes peuvent être utilisées pour les boues de vidange après les avoir adaptées.

### 2.9.1 Nutriments

Les excréta contiennent des nutriments qui proviennent de l'alimentation. On les retrouve dans les fèces à hauteur de 10 à 20 % pour l'azote, 20 à 50 % pour le phosphore et 10 à 20 % pour le potassium. L'urine contient quant à elle 80 à 90 % de l'azote ingéré, 50 à 65 % du phosphore et 50 à 80 % du potassium (Berger, 1960 ; Lentner *et al.*, 1981 ; Guyton, 1992 ; Schouw *et al.*, 2002 ; Jönsson *et al.*, 2005 ; Vinnerås *et al.*, 2006). L'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ) est le résultat de la désamination de l'azote organique et de l'hydrolyse de l'urée ( $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ ) par l'uréase. La majorité de l'ammoniac contenu dans les boues de vidange brutes provient de l'urine (Jönsson *et al.*, 2005). Selon Lentner *et al.* (1981), environ 20 % de l'azote contenu dans les boues de vidange se trouve sous forme ammoniacale, 17 % sous forme d'azote organique constitutif des cellules des bactéries vivantes, le reste étant sous d'autres forme d'azote organique (par exemple dans les protéines, les acides nucléiques).

#### Azote

L'azote est un paramètre important du traitement des boues de vidange. Sa concentration dans les boues est en effet habituellement assez élevée (de l'ordre de 10 à 100 fois plus que dans les

eaux usées domestiques). Il est présent dans les boues de vidange sous la forme d'ammonium ( $\text{N-NH}_4$ ), d'ammoniac ( $\text{N-NH}_3$ ), de nitrate ( $\text{N-NO}_3$ ), de nitrite ( $\text{N-NO}_2$ ) et de diverses associations organiques (par exemple dans les acides aminés et les amines), dont les proportions dépendent de facteurs comme le pH, l'âge des boues, la présence d'oxygène ou le type de boues.

La mesure de la concentration en ammoniacale dans des boues de vidange est basée sur des méthodes soit titrimétriques, soit par électrode, soit encore par dosage colorimétrique avec base de phénate, qui succèdent à une première étape de distillation (APHA, 2005). Pour éviter la volatilisation, l'échantillon doit avoir été soit conservé au froid et analysé dans les 24 heures, soit congelé, soit encore acidifié à pH 2 et analysé dans les 28 jours (APHA, 2005). L'azote total Kjeldahl (NTK) représente la somme de l'azote organique, de l'ammoniac ( $\text{N-NH}_3$ ) et de l'ammonium ( $\text{N-NH}_4$ ). Le NTK peut être mesuré par la méthode macro-Kjeldahl, la méthode semi-micro-Kjeldahl ou bien par bloc de minéralisation et analyse par injection en flux continu. Les nitrates et nitrites sont analysés par chromatographie, électrophorèse capillaire, réduction du cadmium, réduction de l'hydrazine, réduction du cadmium par injection en flux continu ou spectrophotométrie par UV (APHA, 2005). Des kits de mesure sont aussi disponibles dans le commerce et souvent utilisés. L'azote total est déterminé par oxydation en nitrate et analyse des nitrates ou encore en additionnant les nitrates, les nitrites et le NTK.

### Phosphore

Le phosphore est également un paramètre à considérer, car la concentration totale de phosphore dans les boues de vidange est assez élevée (habituellement 2 à 50 fois plus que dans les eaux usées domestiques). Le phosphore est présent dans les boues de vidange sous forme de phosphate, sous la forme acide ou basique de l'acide orthophosphorique ( $\text{H}_2\text{PO}_4$  /  $\text{P-PO}_4$ ) ou encore sous forme de phosphate organiquement lié (par exemple dans les acides nucléiques, les phospholipides et les protéines phosphorylées). Le traitement du phosphore est basé sur des facteurs comme la sorption, la précipitation, la complexation, la sédimentation, la minéralisation, le pH, l'absorption par les plantes (dans les lits de séchage plantés) et le potentiel redox.

Le phosphate peut être mesuré par méthode colorimétrique pour déterminer la fraction « réactive » du phosphore. Le phosphore total, y compris ses fractions particulaires et organiques, est mesuré après hydrolyse ou minéralisation (APHA, 2005).

### 2.9.2 pH

La mesure du pH est essentielle à la compréhension des processus chimiques en solution aqueuse comme les mécanismes acido-basiques, l'alcalinité, la neutralisation, la stabilisation biologique, la précipitation, la coagulation, la désinfection et la maîtrise de la corrosion (APHA, 2005). Le pH de boues de vidange de fosses septiques est habituellement compris entre 6,5 et 8 (Ingalinella *et al.*, 2002 ; Cofie *et al.*, 2006 ; Al-Sa'ed et Hithnawi, 2006), mais peut aussi varier de 1,5 à 12,6 (USEPA, 1994). Un pH en dehors de la gamme 6 à 9 est révélateur d'une perturbation du processus biologique, avec comme conséquence une inhibition de la digestion anaérobie et de la production de méthane, ce qui peut être dû à une variation des charges hydrauliques reçues par les dispositifs d'assainissement, à la présence de substances toxiques, à une forte augmentation de la charge organique ou à l'introduction d'eaux usées industrielles ou commerciales. Le pH peut être mesuré avec un pH-mètre, avec des électrodes ou encore avec du papier-pH (APHA, 2005).

### 2.9.3 Matières sèches

Les matières sèches (MS) des boues de vidange sont constituées de différentes matières organiques (volatiles) et inorganiques (non-dégradables). Elles comprennent les matériaux flottants, les matières décantables, colloïdales et solubles. Les déchets de dégrillage, les sables et les ordures ménagères sont présentés plus en détail au paragraphe 2.9.6. Les paramètres habituellement mesurés sont les matières sèches, leur fraction volatile ou minérale, les matières en suspension et les matières dissoutes.

Les matières sèches (MS) sont déterminées par séchage à l'étuve pendant 24 heures à une température de 103 à 105 °C. Les matières volatiles (MV) correspondent à la fraction qui se consume à la température de 500 °C et sont également considérées comme représentant la fraction organique. Les matières encore présentes après la combustion constituent la partie non-dégradable que l'on appelle aussi la « fraction minérale ». Le taux de MV par rapport aux MS indique la quantité relative de matière organique dans les boues et est utilisé comme indicateur de leur stabilité biochimique. La matière sèche est un paramètre important car il est à la base du dimensionnement et de la conception des procédés de traitement comme les lits de séchage plantés et non-plantés.

Les matières en suspension sont définies comme étant celles qui sont retenues par filtration, alors que les matières solubles sont celles qui passent à travers le filtre. Leur quantité dépend donc de la taille des pores du filtre utilisé, qu'il est important de signaler dans les comptes-rendus d'analyse. Pour l'analyse des eaux usées, on utilise généralement des filtres de 0,45 µm, mais qui peuvent aller jusqu'à 2,0 µm. Les boues de vidange peuvent avoir tendance à colmater rapidement les filtres, faisant de la matière sèche le paramètre le plus souvent utilisé.

On appelle « matières décantables » les matières qui décantent dans un laps de temps donné, comme par exemple les matières décantées dans un cône Imhoff après 30 à 60 minutes. C'est ce qui détermine l'indice de boue (IB) et est utilisé pour la conception des bassins de décantation. Des informations plus détaillées sur les mesures des matières solides sont présentées dans le chapitre 9.

### 2.9.4 Demande biochimique en oxygène et demande chimique en oxygène

La demande en oxygène des boues de vidange est un paramètre important à suivre. Le déversement de boues de vidange dans l'environnement peut en effet avoir pour conséquence l'appauvrissement, voire l'épuisement, de la teneur en oxygène des eaux de surface et entraîner la mort de la faune aquatique. La demande en oxygène est plus faible avec des boues stabilisées, ce qui peut être obtenu par un traitement aérobie ou anaérobie. Les procédés de déshydratation des boues de vidange ne réduisent pas forcément la demande en oxygène. La DBO mesure l'oxygène dont ont besoin les microorganismes pour dégrader la matière organique. La méthode d'analyse normalisée implique une incubation à 20 °C pendant 5 jours pour un résultat en DBO<sub>5</sub> exprimée en mg de O<sub>2</sub>/L. Les eaux usées sont considérées comme « peu concentrées » pour une DBO<sub>5</sub> de 200, « moyennement concentrées » pour 350, « concentrées » pour 500 et « très concentrées » au-dessus de 750 mg/L (Mara, 2004). Comme indiqué au tableau 2.3, les boues de vidange sont plus concentrées en DBO<sub>5</sub> que les eaux usées très concentrées. Les matières non-carbonées peuvent aussi consommer de l'oxygène, comme par exemple pour l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrate, ce qui est susceptible d'augmenter la valeur de DBO de l'analyse.

Pour éviter cela, il est possible d'inhiber la nitrification par ajouts de substances chimiques. La granulométrie des matières organiques a aussi un impact : les particules les plus petites et les plus solubles ont une réaction plus rapide en DBO. D'autres facteurs sont à prendre en compte pour la représentativité de l'analyse, comme la filtration de l'échantillon, les dilutions et les méthodes de prélèvement.

La DBO ne correspond qu'à la partie organique biodégradable. La demande en oxygène nécessaire à l'oxydation complète de la matière organique est mesurée par la DCO, qui s'analyse par oxydation chimique avec du dichromate, un oxydant puissant. L'analyse de la DCO au laboratoire est plus facile que celle de la DBO. Elle ne demande que quelques minutes ou quelques heures, selon la méthode suivie.

La concentration en DCO est toujours supérieure à celle de la DBO car :

- Les molécules complexes comme la lignine résistent à la dégradation biologique, mais sont oxydables par voie chimique ;
- Des substances non-organiques sont aussi oxydées lors de la DCO ;
- L'analyse de la DBO peut inhiber certaines bactéries.

La mesure de la DCO se réalise au laboratoire sur la base d'une méthode sous chauffage à reflux. Des kits sont aussi disponibles dans le commerce (APHA, 2005). Le rapport en DBO et DCO est un indicateur de la biodégradabilité relative de la matière organique. Les mesures de DBO, DCO et de fractionnement de la DCO sont présentées plus en détail au chapitre 9. Il existe aussi d'autres mesures du carbone organique non-abordées ici, comme le carbone organique total (COT) ou d'autres éléments organiques spécifiques.

### 2.9.5 Huiles et graisses

Les huiles et les graisses ont des origines multiples, comme le lard, les viandes, les graines et les noix, le kérosène et les huiles lubrifiantes. Leur quantité dans les boues de vidange est à prendre en compte : elles peuvent diminuer la solubilité et donc la dégradation biologique, mais aussi augmenter l'épaisseur de la couche d'écume dans les bassins de décantation, provoquer des problèmes de maintenance et générer un film à la surface des eaux rejetées dans l'environnement. La détermination des huiles et des graisses peut être réalisée par extraction avec des solvants. La mesure s'exprime en huiles et graisses totales solubles dans le solvant utilisé.

### 2.9.6 Sables et gravillons

Les sables et les gravillons sont à prendre en compte dans le traitement des boues de vidange. Ils influencent en effet les dimensions et les taux de remplissage des bassins utilisés pour le stockage et le traitement et peuvent générer des obstructions des canalisations et des pompes. Ils proviennent des latrines à fosse simple non-coffrées, du lavage d'ustensiles et de végétaux, du nettoyage général (par exemple du sable qui se dépose dans les habitations) et des inondations. En grande quantité dans les boues de vidange, le sable peut poser des problèmes de traitement et doit être considéré à la conception (comme par exemple à Dakar, Sénégal, étude de cas 2.4). L'extraction des sables et des gravillons peut se faire avec des pièges à sable installés à l'entrée des canalisations et des éviers. La détermination des concentrations en sable demande un

premier séchage en étuve à 105 °C, puis un passage au four à 550 °C pour obtenir les matières minérales. Les cendres sont alors traitées avec un mélange d'acide nitrique et d'acide chlorhydrique. La quantité de sable est obtenue après calcination à 1 000 °C, puis filtration.

### 2.9.7 Déchets solides

Des déchets solides se retrouvent dans les dispositifs d'assainissement des ménages pour plusieurs raisons, notamment en cas d'absence de filière fonctionnelle de collecte et de gestion des ordures ménagères. Les produits d'hygiène menstruelle et les couches des bébés sont aussi souvent jetés dans les dispositifs. La figure 2.6 permet d'illustrer les quantités importantes représentées par ces déchets dans les boues. Pour décourager leur introduction dans les toilettes, des campagnes de sensibilisation peuvent être mises en œuvre. Les déchets solides sont susceptibles de causer des problèmes au niveau de la vidange (chapitre 4), de bloquer les canalisations et les pompes, d'augmenter les volumes requis pour le stockage et le traitement et de nuire à la qualité finale des produits issus du traitement.

La mise en place d'un dégrilleur permet de limiter les risques de blocage dans le procédé de traitement. Certaines études ont permis d'observer que les déchets organiques dégradables constituaient la grande partie des matières dégrillées des boues de vidange (Troschinetz et Mihelcic, 2009) pour représenter typiquement 48 % des déchets dégrillés totaux en masse de matière sèche. Selon Rouyat *et al.* (2006), les autres matériaux sont les cailloux, les gravats, le sable et les fines particules (29 %), le fer, le bois et les textiles (20 %), puis les plastiques (3 %). Des résultats similaires ont été observés à Dakar. Ils sont présentés dans l'étude de cas 2.4.



Figure 2.6 : Déchets solides dégrillés à l'entrée d'une station de traitement des boues de vidange de Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

**Étude de cas 2.4 : Sables et déchets solides présents dans les boues de vidange de Dakar, Sénégal ; augmentation consécutive des tarifs de vidange à Kampala, Ouganda.**

**Dakar**

À Dakar, Sénégal, une étude a permis de quantifier la quantité de sable présente dans les boues de vidange de fosses septiques à une valeur moyenne de 935 g/m<sup>3</sup> (mg/L), pour une variation de 90 à 4 000 g/m<sup>3</sup>. Dans les zones pauvres de Dakar, les cours des habitations sont habituellement en terre battue et les routes ne sont pas pavées. Une quantité de sable importante est donc transportée dans les latrines par les pieds des utilisateurs, avec ou sans chaussures. Cette quantité est plus importante en saison des pluies lorsque le sable colle aux pieds et aux chaussures. De plus, les douches sont souvent situées dans la superstructure de la latrine. Enfin, les équipements utilisés pour la défécation accroupie facilitent l'entrée directe de sable dans les dispositifs (M'Voubou, 2004).

Les proportions suivantes des différents déchets dégrillés avec un entrefer de 2 cm ont été observées (en pourcentage du poids sec obtenu après 2 jours de séchage au soleil) : éponges, os et bois : 1 % chacun ; textiles : 2,5 % ; graines de plantes : 3 % ; cailloux : 11 % ; plastiques : 12 % ; sables : 25 % ; matière organique en décomposition : 43 %.

**Kampala**

En plus de générer des problèmes pour la vidange des latrines et le traitement des boues de vidange, les déchets solides présents dans les fosses entraînent des surcoûts de vidange. À Kampala, les tarifs de vidange sont basés sur le volume vidangé et la distance de transport au site de dépotage. La présence de déchets solides dans un dispositif d'assainissement conduit à une augmentation de 10 à 50 % du tarif de vidange. Le tableau 2.5 montre les coûts habituels de vidange pour une distance de transport de 5 km de rayon et le surcoût généré par ce malus.

Tableau 2.5 : Tarifs habituels pour une vidange et une évacuation à 5 km, et amende liée à la présence de déchets.

CAPACITÉ DU CAMION (m <sup>3</sup> )	COÛT HABITUEL (USD)	MALUS POUR DÉCHETS SOLIDES (10 À 50 %) (USD)	GAMME DE TARIF FINAL, Y COMPRIS MALUS POUR DÉCHETS SOLIDES (10 À 50 %) (USD)
≤ 1,828	28	2,80 à 14	30,80 à 42
2 à 2,7	32	3,20 à 16	35,20 à 48
3,6 à 4	40	4 à 20	44 à 60
4,5 à 7,2	48	4,80 à 24	52,80 à 72
8 à 11	64	6,40 à 32	70,40 à 96

**2.10 GERMES PATHOGÈNES CONTENUS DANS LES BOUES DE VIDANGE**

L'exposition à des boues de vidange non-traitées doit toujours être considérée comme un risque pour la santé. Le niveau de réduction en germes pathogènes pour le traitement des boues est à apprécier selon le mode de réutilisation ou de mise en dépôt envisagé et, pour le traitement des effluents, selon le mode de réutilisation ou de rejet prévu. Le chapitre 10 « Destination finale des produits issus du traitement » aborde cette question de manière plus détaillée. Les germes pathogènes courants susceptibles d'être présents dans les fèces et leurs conséquences sur la santé sont présentés dans le tableau 2.6.

Tableau 2.6 : Liste non-exhaustive des germes pathogènes que l'on peut trouver dans les fèces et les symptômes associés (adapté de Schönning et Stenström, 2004).

GRUPE	GERME PATHOGÈNE	SYMPTÔME MÉDICAL
Bactérie	<i>Aeromonas</i> spp.	Entérite.
	<i>Campylobacter jejuni/coli</i>	Campylobactériose - diarrhée, crampes, douleurs abdominales, fièvre, nausées, arthrite, syndrome de Guillain-Barré.
	<i>Escherichia coli</i> (EIEC, EPEC, ETEC, EHEC)	Entérite. Pour EHEC : hémorragies internes potentiellement létales.
	<i>Salmonella typhi/paratyphi</i>	Fièvre typhoïde/paratyphoïde - maux de tête, fièvre, malaises, anorexie, bradycardie, splénomégalie, toux.
	<i>Salmonella</i> spp.	Salmonellose - diarrhée, fièvre, crampes abdominales.
	<i>Shigella</i> spp.	Shigellose - dysenterie (diarrhée avec sang), vomissements, crampes, fièvre, syndrome de Reiter.
	<i>Vibrio cholera</i>	Choléra - diarrhée aqueuse, létale dans les cas sévères et non-traités.
Virus	<i>Adenovirus</i>	Maladies respiratoires diverses, aggravées par les germes entériques (voir ci-dessous).
	<i>Enteric adenovirus</i> types 40 et 41	Entérite.
	<i>Enterovirus</i> types 68 à 71	Méningite ; encéphalite ; paralysie.
	<i>Hepatitis A</i>	Hépatite - fièvre, malaises, anorexie, nausées, inconfort abdominal, jaunisse.
	<i>Hepatitis E</i>	Hépatite.
	<i>Poliovirus</i>	Poliomyélite souvent asymptomatique - fièvre, nausées, vomissements, maux de tête, paralysie.
	<i>Rotavirus</i>	Entérite.
Parasite protozoaire	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Cryptosporidie - diarrhée aqueuse, douleurs et crampes abdominales.
	<i>Cyclospora histolytica</i>	Souvent asymptomatique ; diarrhée ; douleurs abdominales.
	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amibiase souvent asymptomatique - dysenterie, inconfort abdominal, fièvre, frissons.
	<i>Giardia intestinalis</i>	Giardase - diarrhée, crampes abdominales, malaises, perte de poids.
Helminthes	<i>Ascaris lumbricoides</i>	Souvent asymptomatique ; sifflement ; toux ; fièvre ; entérite ; éosinophilie pulmonaire.
	<i>Taenia solium/saginata</i>	Taeniasse.
	<i>Trichuris trichura</i>	Trichocéphalose - d'asymptomatique à vague détresse des voies digestives, pouvant aller à l'amaigrissement avec assèchement de la peau et diarrhées.
	<i>Hookworm</i>	Démangeaisons ; irritations ; toux ; anémie ; déficience en protéine.
	<i>Schistosoma</i> Spp. (blood fluke)	Schistosomiase, bilharziose.

### 2.10.1 Choisir un indicateur

Mesurer tous les germes pathogènes à l'issue du traitement des boues de vidange demanderait un effort et un budget considérables. Le suivi porte habituellement sur quelques indicateurs de l'activité pathogène capables de donner une idée du niveau global d'élimination des germes au cours du traitement. Les organismes indicateurs peuvent être des germes pathogènes ou non-pathogènes, mais qui renseignent de manière adéquate sur le degré d'inactivation des germes pathogènes. Pour être choisi comme indicateur, un organisme doit satisfaire aux conditions suivantes (Mara, 2004) :

- Avoir une origine fécale uniquement ;
- Être représenté en plus grand nombre que les germes pathogènes concernés ;
- Présenter les mêmes mécanismes d'élimination que les germes pathogènes concernés ou similaires ;
- Être simple, peu coûteux, précis et fiable à mesurer.

Il est, de plus, préférable que les organismes indicateurs aient une capacité de survie plus grande que les germes pathogènes concernés. Les organismes indicateurs typiques pour les eaux usées, les boues de vidange et la contamination environnementale sont les bactéries coliformes, les helminthes et le bactériophage (en tant qu'indicateur de virus). D'autres indicateurs de contamination fécale sont utilisés dans les études sur la maîtrise des pollutions et l'élimination des germes pathogènes, notamment les streptocoques fécaux, *Klebsiella*, *Clostridium perfringens*, *Bacteroides*, *Enterococci* et *Bifidobacterium* (Feachem *et al.*, 1983 ; OMS, 1984).

### 2.10.2 Bactéries coliformes

Les bactéries coliformes sont établies dans l'appareil intestinal et omniprésentes dans les excréta. Leur présence dans l'environnement est donc utilisée comme indicateur de contamination fécale. *Escherichia coli* (*E. coli*) est l'organisme cible habituellement utilisé pour identifier la contamination fécale dans l'environnement (Feachem *et al.*, 1983). L'indicateur n'est pas fiable à 100 % car il existe des biais, en particulier des bactéries du même genre qu'*Escherichia* qui peuvent se développer dans l'environnement. Des méthodes de mesure existent pour quantifier les coliformes totaux, les coliformes fécaux et *E. coli*. Ces bactéries sont utilisées comme indicateurs de la pollution fécale dans l'environnement mais ne sont pas liées à la contamination virale ou protozoaire. Elles ne fournissent donc pas nécessairement une bonne indication de la réduction de l'ensemble des pathogènes à travers les procédés de traitement des boues de vidange.

Les coliformes totaux et fécaux ne sont pas de bons indicateurs dans les climats tropicaux et sous-tropicaux. La méthode standardisée pour l'analyse des coliformes repose sur la production d'acide et de gaz en milieu incubé à une température égale à celle du corps humain (37 °C). La méthode standardisée pour l'analyse des coliformes fécaux thermotolérants repose sur leur production d'acide et de gaz à partir de lactose lorsqu'ils sont incubés à 44 °C. Cependant, dans des conditions tropicales et sous-tropicales, on a constaté que les coliformes qui ne sont pas nécessairement fécaux se développent et produisent eux aussi de l'acide et du gaz à partir du lactose à 44 °C (Mara, 2004). Des essais enzymatiques et biochimiques ont été développés pour la détection d'*E. coli* (APHA, 2005). Des kits sont également disponibles dans le commerce pour la mesure des coliformes totaux, fécaux et d'*E. coli*.



### 2.10.3 Helminthes

Les helminthes constituent l'indicateur le plus utilisé pour évaluer l'efficacité de la réduction des germes pathogènes dans les boues de vidange en raison de leur prévalence dans les pays à revenu faible ou intermédiaire et de leur résistance au traitement. Les helminthes (vers parasites) sont des parasites eucaryotes que l'on trouve couramment chez un tiers de la population mondiale environ. La famille des helminthes englobe les nématodes (vers ronds), les cestodes (vers plats) et les trématodes (douve). Ils sont à surveiller, car les œufs d'une seule personne contaminée peuvent infecter des centaines d'autres personnes. L'indicateur le plus couramment utilisé est *Ascaris lumbricoides* - un ver de type rond -, car d'une part ses œufs en font l'un des pathogènes les plus résistants aux processus de traitement et, d'autre part, ils peuvent être identifiés relativement facilement (Feachem *et al.*, 1983). La capacité des œufs d'*Ascaris lumbricoides* à rester viables est due à leur coquille particulièrement imperméable, considérée comme l'une des structures biologiques les plus résistantes. Cette coque permet les échanges gazeux respiratoires essentiels, tout en protégeant les œufs contre un large spectre de produits chimiques et de conditions de pH extrêmes (Nordin *et al.*, 2009). L'élimination des œufs d'*Ascaris* indique donc que les germes pathogènes moins résistants ont également été inactivés (figure 2.7).

Utiliser les œufs d'*Ascaris* comme indicateur de l'élimination des germes pathogènes peut se faire à travers leur dénombrement, mais aussi à travers l'évaluation, plus sensible, de leur viabilité. Un œuf est viable quand il peut encore se développer. Quand il ne l'est pas, il ne présente plus aucun risque de contamination. Le dénombrement des œufs d'helminthe viables se base sur une méthode coproscopique impliquant sédimentation, désorption, centrifugation et flottation. Lors de sa mise au point, la précision de cette méthode pour le dénombrement des œufs viables a été estimée entre 30 et 70 % (Gaspard et Schwartzbrod, 1995). Par la suite, la précision est passée à 100 % sur la base d'une sensibilité de 0,4 ppm, en calculant le nombre d'œufs d'helminthe dans l'échantillon et en intégrant l'efficacité estimée de la procédure (Malicki *et al.*, 2001). Les améliorations apportées à la méthode ont, de plus, considérablement diminué le nombre de réplifications nécessaires des méthodes précédentes.

Les méthodes standardisées améliorées de l'USEPA pour le dénombrement des helminthes (2003) sont basées sur 4 étapes :

- Dissociation des parasites de la matière organique ;
- Flottation dans une solution de nitrate de sodium ;
- Sédimentation ;
- Concentration, puis examen microscopique à l'aide d'une chambre de comptage Sedgwick-Rafter.

La Commission sud-africaine de la recherche sur l'eau (*South African Water Research Commission*) a également élaboré et publié les « méthodes standardisées pour l'extraction et le dénombrement des œufs d'helminthe dans les eaux usées, les boues, le compost et les déchets issus des toilettes à séparation des urines en Afrique du Sud », document disponible gratuitement sur internet (Moodley *et al.*, 2008).

### 2.10.4 Virus

La quantification des virus totaux présents dans les boues de vidange peut être effectuée à l'aide d'un microscope électronique. La méthode d'évaluation la plus simple consiste cependant à mesurer leurs effets sur des hôtes (Madigan et Martinko, 2006). Le bactériophage est couramment utilisé comme indicateur viral. Le bactériophage *Salmonella typhimurium* 28B est notamment utilisé sur une souche hôte de phage *Salmonella typhimurium* type 5. Le phage entérobactérie MS2 et le coliphage  $\Phi$ X174 sont utilisés respectivement sur les souches *Salmonella typhimurium* WG 49 (ATCC 700730) et *E. coli* ATCC 1370. La méthode standardisée utilise un milieu de culture de gélose à double couche, les virus étant quantifiés par numération sur plaques (Adams, 1959 ; Madigan et Martinko, 2006).



Figure 2.7 : Identification d'œufs d'helminthe viables à Dakar, Sénégal (photo : Linda Strande).

## 2.11 CONCLUSION

En l'état actuel des connaissances, la conception des filières de traitement des boues de vidange nécessite de considérer avec une grande attention les hypothèses de quantification et de caractérisation des boues de vidange. La GBV est néanmoins un domaine en plein essor et il existe aujourd'hui de nombreux travaux de recherche concernant la caractérisation des boues. Avec les résultats des nouvelles études et de l'acceptation croissante de la GBV, les prochaines années sont prometteuses pour le développement des connaissances, ce qui permettra une conception plus précise des procédés de traitement.

La caractérisation des boues de vidange s'est focalisée jusqu'à présent sur les paramètres pour la protection de l'environnement et l'utilisation agricole, notamment DBO/DCO, MS, MVS, nutriments et indicateurs de germes pathogènes. L'évolution actuelle du domaine vers la réutilisation des produits issus du traitement a amené d'autres paramètres, en particulier le fractionnement de la DCO, la teneur en lipides (pour le biodiesel), les propriétés structurales et le pouvoir calorifique. Les nouveaux domaines de réutilisation comprennent en effet la valorisation énergétique, que ce soit via la production de biogaz par des dispositifs de digestion anaérobie ou via l'utilisation directe de boues séchées dans des chaudières et des fours industriels (Murray Muspratt *et al.*, 2014). La production de protéines par les mouches soldats noires est aussi envisagée, ainsi que l'incorporation des boues traitées dans des matériaux de construction (Diener *et al.*, 2014). Les propriétés rhéologiques et la résistance au cisaillement des boues de vidange sont également d'autres paramètres utiles pour l'amélioration des méthodes de vidange et la compréhension des mécanismes de déshydratation (AIT, 2012 ; Radford, 2013).

## 2.12 BIBLIOGRAPHIE

- Adams M.H. (1959). *Bacteriophages*. London: Interscience Publishers, Ltd.
- AIT (2012). *Assessment of FS Rheological Properties. Final Research Report. Environmental Engineering Programme*. School of Environment, Resources and Development, Asian Institute of Technology (AIT).
- Al-Sa'ed R.M.Y., Hithnawi T.M. (2006). *Domestic Septage Characteristics and Co-treatment Impacts of Albireh Wastewater Treatment Plant Efficiency*. Dirasat Engineering Sciences 33 (2), p. 187-197.
- APHA/AWWA/WEF (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st Edition. American Public Health Association, American Water Works Association, and Water and Environment Federation Publication. Washington D.C., USA. ISBN 0-87553-047-8.
- Bassan M., Tchonda T., Yougo L., Zoellig H., Mahamane M., Mbéguéré M., Strande L. (2013a). *Characterisation of Faecal Sludge During Dry and Rainy Seasons in Ouagadougou, Burkina Faso*. Communication présentée à la 36<sup>e</sup> conférence internationale WEDC, Nakuru, Kenya, 2013.
- Bassan M., Mbéguéré M., Tchonda T., Zabsonre F., Strande L. (2013b). *Integrated Faecal Sludge Management Scheme for the Cities of Burkina Faso*. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 3 (2), p. 216-221.
- Bentley R.W. (2002). *Global Oil and Gas Depletion: An Overview*. Energy Policy 30 (3), p. 189-205.
- Berger E.Y. (1960). *Intestinal Absorption and Excretion*. In : Comar C. L. and Bronner F. (eds). Mineral Metabolism, p. 249-286. Academic Press, New York.
- Cofie O.O., Agbottah S., Strauss M., Esseku H., Montangero A., Awuah E., Kone D. (2006). *Solid-liquid separation of faecal sludge using drying beds in Ghana: Implications for nutrient recycling in urban agriculture*. Water research, 40 (1), p. 75-82.
- Diener S., Semiyaga S., Niwagaba C., Muspratt A., Gning J.B., Mbéguéré M., Ennin J.E., Zurbrugg C., Strande L. (2014). *A Value Proposition: Resource Recovery from Faecal Sludge – Can it be the Driver for Improved Sanitation?* Resources, Conservation and Recycling, 88, p. 32-38..
- Diongue S.T. (2006). *Stratégies d'optimisation de la filière de vidange de boues de latrines à Dakar, Institut international du génie, de l'eau et de l'environnement (Burkina Faso)/École polytechnique fédérale de Lausanne (Suisse)*. Master : 81.
- Feachem R.G., Bradley D.J., Garelick H., Mara D.D. (1983). *Sanitation and Disease. Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. World Bank studies in water supply and sanitation. John Wiley and Sons. New York.
- Foxon K., Brouckaert C., Wood K. (2012). *How Fast do Pits Fill Up?* Empirical Evidence and Mathematical Models. FSM2, Durban, South Africa.
- Gao X.Zh., Shen T., Zheng Y., Sun X., Huang S., Ren Q., Zhang X., Tian Y., Luan G. (2002). *Practical Manure Handbook*. (In Chinese). Chinese Agricultural Publishing House. Beijing, China. Dans : OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater*. Volume 4. Excreta and Greywater Use in Agriculture. ISBN 92 4 154685 9.
- Gaspard P., Schwartzbrod J. (1995). *Helminth Eggs in Wastewater Quantification Technique*. Water Science and Technology 31 (5/6), p. 443-446.
- Guyton A.C. (1992). *Human Physiology and Mechanisms of Disease*. W. B. Saunders Co, Philadelphia, USA.
- Heinss U., Larmie S.A., Strauss M. (1998). *Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics*. Lessons Learnt and Recommendations for Preliminary Design. Sandec Report No. 5/98. Seconde édition. Eawag-Sandec et Water Research Institute (WRI), Accra/Ghana.
- Heinss U., Larmie S.A., Strauss M. (1994). *Sedimentation Tank Sludge Accumulation Study*. Eawag-Sandec, Dübendorf, Suisse.
- Ingallinella A.M., Sanguinetti G., Koottatep T., Montangero A., Strauss M. (2002). *The Challenge of Faecal Sludge Management in Urban Areas – Strategies, Regulations and Treatment Options*. Water Science and Technology 46 (10), p. 285-294.
- Jönsson H., Baky A., Jeppsoon U., Hellström D., Kärman E. (2005). *Composition of Urine, Faeces, Greywater and Biowaste for Utilization in the URWARE Model*. Urban water Report of the MISTRA Programme, Report 2005:6, Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden. Disponible sur : [www.urbanwater.org](http://www.urbanwater.org).

- Jönsson H., Vinnerås B., Höglund C., Stenström T.-A. (1999). *Source Separation of Urine*. Wasser und Boden 51 (11), p. 21-25.
- Katukiza A.Y., Ronteltap M., Niwagaba C., Foppen J.W., Kansime F., Lens P.N. (2012). *Sustainable Sanitation Technology Options for Urban Slums*. Biotechnology Advances 30 (5), p. 964-978.
- Kengne I.M., Kengne S.E., Akoa A., Bemmo N., Dodane P.-H., Koné D. (2011). *Vertical-flow Constructed Wetlands as an Emerging Solution for Faecal Sludge Dewatering in Developing Countries*. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 01 (1), p. 13-19.
- Koanda H. (2006). *Vers un assainissement urbain durable en Afrique subsaharienne : Approche innovante de planification de la gestion des boues de vidange*, École polytechnique fédérale de Lausanne. Thèse de doctorat : 351.
- Koné D., Strauss M. (2004). *Low-cost Options for Treating Faecal Sludges (FS) in Developing Countries – Challenges and Performance*. Communication présentée à la 9<sup>e</sup> conférence internationale IWA Wetlands Systems for Water Pollution Control ; et à la 6<sup>e</sup> conférence internationale IWA Waste Stabilisation Ponds, Avignon, France, 27 sept. - 1<sup>er</sup> oct. 2004.
- Koottatep T., Surinkul N., Polprasert C., Kamal A.S.M., Koné D., Montangero A., Heins U., Strauss M. (2005). *Treatment of Septage in Constructed Wetlands in Tropical Climate: Lessons Learnt from Seven Years of Operation*. Water Science & Technology 51 (9), p. 119-126.
- Lentner C., Lentner C., Wink A. (1981). *Units of Measurement, Body Fluids, Composition of the Body, Nutrition. Geigy Scientific Tables*. CIBA-GEIGY Ltd, Basle, Switzerland. ISBN 0-914168-50-9.
- M'Voubou K.F. (2004). *Évaluation de la gestion communautaire des boues de vidange dans la commune d'arrondissement de Sahm-Notaire*. Ville de Guédiawaye, région de Dakar, Sénégal, École inter-états d'ingénieurs de l'équipement rural / École polytechnique fédérale de Lausanne. Mémoire de DESS : 73
- Madigan T.M., Martinko M.J. (2006). *Brock Biology of Microorganisms*. 11th Edition. Pearson Prentice Hall. Pearson Education Inc., Upper Saddle River, United States of America. ISBN 0-13-196893-9.
- Malicki J., Montusiewicz A., Bieganski A. (2001). *Improvement of Counting Helminth Eggs with Internal Standard*. Research Note. Water Research 35 (9), p. 2333-2335.
- Mara D.D. (2004). *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. Earthscan UK and US. ISBN 1-84407019-0.
- Montangero A., Strauss M. (2002). *Gestion des boues de vidange*. Eawag-Sandec, Dübendorf, Suisse.
- Moodley P., Archer C., Hawksworth D. (2008). *Standard Methods for the Recovery and Enumeration of Helminth Ova in Wastewater, Sludge, Compost and Urine Diversion Waste in South Africa*. Rapport. Water Research Commission, Afrique du Sud.
- Murray Muspratt A., Nakato T., Niwagaba C., Dione H., Stupin L., Regulinski I., Mbéguéré M., Strande L. (2014). *Fuel Potential of Faecal Sludge: Calorific Value Results from Uganda, Ghana and Senegal*. Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development, 4(2), p.223-230..
- Niwagaba C. (2009). *Treatment Technologies for Human Faeces and Urine*. PhD Thesis, Doctoral Thesis No. 2009 : 70. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden. ISBN 978-91-576-7417-3.
- Nordin A., Nyberg K., Vinnerås B. (2009). *Inactivation of Ascaris Eggs in Source-separated Urine and Feces by Ammonia at Ambient Temperatures*. Applied and environmental microbiology, 75 (3), p. 662-667.
- NWSC (National Water and Sewerage Corporation) (2008). *Kampala Sanitation Program (KSP) - Feasibility Study for Sanitation Master in Kampala, Uganda*.
- OMS (1984). *Guidelines for Drinking Water Quality, volume 2 : Health Criteria and Other Supporting Information*. Publication OMS. ISBN 92 41541695.
- Pieper W. (1987). *Das Scheiss-Buch-Entstehung, Nutzung, Entsorgung menschlicher Fäkalien* (The shit book–production, use, Entsorgung human faeces; in German). Der Grüne Zweig, 123 p.
- Radford J.T., Fenner R.A. (2013). *Characterisation and Fluidisation of Synthetic Pit Latrine Sludge*. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development 3 (3), p. 375-382.
- Rossi L., Lienert J., Larsen T.A. (2009). *Real-life Efficiency of Urine Source Separation*. Journal of Environmental Management 90, p. 1909-1917.

- Rouyat J., Broutin C., Rachmuhl V., Gueye A., Torrasani V., Ka I. (2006). *La Gestion des ordures ménagères dans les villes secondaires du Sénégal. Vers des politiques municipales incluant les quartiers périphériques*, Éditions du Gret.
- Schönning C., Stenström T.-A. (2004). *Guidelines for the Safe Use of Urine and Faeces in Ecological Sanitation*. Report 2004-1. Ecosanres, SEI. Sweden.
- Schouw N.L., Danteravanich S., Mosbaek H., Tjell J.C. (2002). *Composition of Human Excreta - A Case Study from Southern Thailand*. *Science of the Total Environment Journal* 286 (1-3), p. 155-166.
- Sonko E.M. (2008). *Traitement des boues de vidange de systèmes autonomes d'assainissement à Dakar (Sénégal) : Évaluation de l'efficacité de la séparation solide/liquide de lits de séchage non-plantés soumis à différentes charges de boues de vidange et à divers apports*. Mémoire de DEA : Institut des sciences de l'environnement, UCAD. 73 p.
- Steen I. (1998). *Phosphorus Recovery in the 21st Century: Management of a Non-renewable Resource*. *Phosphorus and Potassium Journal* 217, p. 25-31.
- Troschinetz A.M., Mihelcic J.R. (2009). *Sustainable Recycling of Municipal Solid Waste in Developing Countries*. *Waste Management* 29, p. 915-923.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1994). *Guide to Septage Treatment and Disposal*. Document EP/625/R-94/002. Washington D.C. 20460.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA) (1999). *Decentralized Systems Technology Fact Sheet, Septage Treatment/Disposal*. Document EPA 932-F-99-068. Office of Water, Washington D.C.
- Vinnerås B., Palmquist H., Balmér P., Weglin J., Jensen A., Andersson Å., Jönsson H. (2006). *The Characteristics of Household Wastewater and Biodegradable Waste - A Proposal for New Swedish Norms*. *Urban Water* 3, p. 3-11.
- Von Willer L. (2007). *Monitoring of the Faecal Sludge Treatment Plant Cambérène in Dakar*. Eawag-Sandec, Dübendorf, Switzerland.
- Yen-Phi V.T., Rechenburg A., Vinnerås B., Clemens J., Kistemann T. (2010). *Pathogens in Septage in Vietnam*. *Science of the Total Environment* 408 (9), p. 2050-2053.

#### Lectures conseillées pour aller plus loin

- Ayres R.M., Stott R., Lee D.L., Mara D.D., Silva S.A. (1989). *Comparison of Techniques for the Enumeration of Human Parasitic Helminth Eggs in Treated Wastewater*. *Environmental Technology* 12, p. 617-623.
- Badji K. (2008). *Traitement des boues de vidange : Éléments affectant la performance des lits de séchage non-plantés en taille réelle et les mécanismes de séchage*, École supérieure polytechnique de Dakar, Mémoire de fin d'étude, 167 p.
- Bradley R.M. (1981). *Disposal of Septic-tank Contents in Cyprus*, *Water Pollution Control* 80, p. 131-137.
- Butler D., Payne J. (1995). *Septic Tanks: Problems and Practice*. *Building and the Environment* 30 (3), p. 419-425.
- Chan L., Li Y. (2008). *Protocol Evaluation of the Total Suspended Solids and Suspended Sediment Concentration Methods: Solid Recovery Efficiency and Application for Storm Water Analysis*. *Water Environment Research* 80 (9), p. 796-805.
- Chen M. (1988). *Pollution of Groundwater by Nutrients and Fecal Coliforms from Lakeshore Septic Tank Systems, Water, Air and Soil Pollution* 37, p. 407-417.
- Collin J.J., Salem G. (1989). *Pollution des eaux souterraines par les nitrates dans les banlieues non-assainies des pays en développement, le cas de Pikine (Sénégal)*. *Symposium International sur des solutions intégrées pour des problèmes de pollution de l'eau*, Lisbonne.
- Franceys R., Pickford J., Reed R. (1995). *Guide de l'assainissement individuel*. OMS. Genève.
- Günther I., Horst A., Lüthi C., Mosler H.J., Niwagaba C.B., Tumwebaze I.K. (2011). *Where do Kampala's Poor "go"?-Urban Sanitation Conditions in Kampala's Low-income Areas*. Research for policy brief. NADEL, Eawag, Makerere University.

- OMS (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater*. Volume 4. Excreta and Greywater Use in Agriculture. ISBN 92 4 154685 9.
- Radford J.T., Fenner R.A. (2013). *Characterisation and Fluidisation of Synthetic Pit Latrine Sludge*. Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development (IWA), disponible en ligne (15 février 2013) doi:10.2166/washdev.2013.023.
- Strauss M., Heinss U., Montangero A. (2000). *On-Site Sanitation: When the Pits are Full – Planning for Resource Protection in Faecal Sludge Management*. In: Proceedings, Int. Conference, Bad Elster, 20-24 Nov. 1998. Schriftenreihe des Vereins fuer Wasser-, Boden und Lufthygiene, 2000;105:353-60 : Water, Sanitation and Health – Resolving Conflicts between Drinking Water Demands and Pressures from Society's Wastes (I. Chorus, U. Ringelband, G. Schlag, and O. Schmoll, eds.). IWA Publishing House et série Eau de l'OMS.
- Strauss M., Larmie S.A. (1997). *Treatment of Sludges from On-site Sanitation - Low-cost Options*. Water Science and Technology 35 (6) p. 129-136.
- Strauss M., Larmie S.A., Heinss U. (1998). *Solids Separations and Ponds Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics: Lessons Learnt and Recommendations for Preliminary Design*. Rapport 05/98, Eawag-Sandec.
- USEPA (2003). *Environmental Regulations and Technology – Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge (Including Domestic Septage) under 40 CFR Part 503: Appendix I – test method for detecting, enumerating, and determining the viability of Ascaris ova in sludge*. United States Environmental Protection Agency.

### Questions pour l'autoévaluation

1. Lister quatre paramètres importants dans la caractérisation des boues de vidange. Expliquer comment les analyser et quels sont les ordres de grandeur des boues faiblement, moyennement et très concentrées.
2. Décrire comment les éléments suivants influencent la qualité des boues de vidange : mode d'utilisation des toilettes, durée de stockage des boues, débits entrants et infiltration, climat.
3. Décrire les deux méthodes théoriques de quantification des boues de vidange et les difficultés associées en termes de pertinence de résultats.
4. Décrire les objectifs de traitement des boues de vidange. Expliquer en quoi ils sont importants et comment les mesurer.