

## CHAPITRE V

# PANORAMA DES TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT

*Mariska Ronteltap, Pierre-Henri Dodane et Magalie Bassan*

## Objectifs pédagogiques

- Avoir une vue d'ensemble des différents procédés de traitement des boues de vidange.
- Connaître les technologies envisageables dans le futur et leur niveau de développement.
- Comprendre les avantages, les inconvénients et le domaine d'application de chaque technologie de traitement.
- Être capable d'apprécier et de comparer les technologies entre elles, sur la base de leurs performances et de leur domaine d'application dans un contexte local spécifique.
- Comprendre l'intérêt de mettre en œuvre des combinaisons de technologies adaptées au contexte local.

## 5.1 INTRODUCTION

Les précédents chapitres se sont intéressés aux caractéristiques des boues de vidange et aux différents mécanismes de traitement possibles. La collecte des boues dans les dispositifs au niveau domestique et leur acheminement vers les installations de traitement ont également été abordés.

Le présent chapitre fournit un panorama des solutions de traitement envisageables. Chaque technologie de traitement possède un domaine d'application qui lui est propre. Les matières traitées peuvent être des boues digérées, prétraitées ou bien fraîches. Compte tenu de la présence dans les boues de vidange de déchets grossiers comme des plastiques, des tissus et des papiers, une première étape de dégrillage est nécessaire en amont de la plupart des technologies. Il est également important d'accorder une attention particulière aux boues issues d'activités industrielles ou commerciales, étant donné qu'elles peuvent, entre autres, être contaminées par des métaux lourds ou avoir des teneurs élevées en graisses et huiles, comme indiqué au chapitre 2.

Trois types de produits sont issus du traitement :

- Les déchets de dégrillage ;
- Les boues traitées ;
- Les effluents (liquides).

La figure 5.1 présente les principales filières de traitement possibles, pour une utilisation finale donnée. Le choix de la filière de traitement fera l'objet d'une présentation plus détaillée au chapitre 17, notamment à travers le diagramme pour la sélection de la filière de traitement (figure 17.10). Ce choix doit en effet être réalisé en prenant en compte le contexte local, en particulier la réglementation et l'utilisation finale prévue (voir chapitre 10).

Une filière de traitement complète est classiquement constituée :

- d'un étage de traitement des boues en provenance des dispositifs d'assainissement à la parcelle, qui peut nécessiter plusieurs étapes et qui génère des produits traités liquides et solides ;
- des étages de traitement ultérieur de ces produits (liquides comme solides) avant leur utilisation finale ou mise en décharge.

Chaque technologie a un domaine d'application qui lui est propre : certaines sont utilisables pour traiter ou cotraiter des boues fraîches (par exemple celles issues de toilettes publiques), d'autres sont plus adaptées au traitement de boues digérées ou ayant déjà subi une première étape de traitement. Ceci est notamment dû au fait que les boues fraîches sont plus difficiles à déshydrater et peuvent générer des odeurs (voir chapitres 2 et 3), comme c'est le cas par exemple des boues issues de toilettes publiques ou de tinettes, dont les fréquences de vidange sont élevées - une fois par mois ou plus (Heinss *et al.*, 1998). Ces boues fraîches nécessitent une filière de traitement comprenant une première étape de digestion ou bien doivent être mélangées au préalable avec des boues digérées. Cofie *et al.* (2006) ont en effet pu tester avec succès le séchage sur lits non-plantés de mélanges boues fraîches/boues digérées avec un rapport de 1:2.

Le choix de la filière de traitement doit aussi prendre en compte son coût, qui reste un élément contextuel, et de nombreux facteurs locaux influençant la conception et la construction. La notion de coût doit aussi intégrer les coûts de fonctionnement, ce qui est encore aujourd'hui un exercice difficile compte tenu du manque de retour d'expérience à grande échelle. Ce chapitre fournit, dans son dernier paragraphe, des éléments de cadrage pour estimer le coût d'une technologie sur la base de sa durée d'utilisation et illustre comment les coûts globaux d'un système GBV peuvent être comparés à ceux d'un système d'assainissement de type égouts-station.

Par ailleurs, le niveau d'information disponible pour chaque technologie n'est pas le même, l'expérience acquise sur certaines étant beaucoup moins importante que pour d'autres. Ce livre consacre les chapitres 6, 7, 8 et 9 aux technologies les plus développées, que sont les bassins de décantation et d'épaississement, les lits de séchage non-plantés, les lits de séchage plantés et le cotraitement des boues avec les eaux usées. Le présent chapitre se focalise sur la présentation des technologies bénéficiant d'un retour d'expérience moindre, mais qui sont néanmoins utilisées sur le terrain (paragraphe 5.3). Il s'agit du cocompostage avec les déchets ménagers, du cotraitement en bassins de lagunage et de l'enfouissement en tranchées profondes. Le paragraphe 5.4 présente les technologies pouvant être adaptées du traitement des eaux usées et des boues d'épuration. On peut citer la digestion anaérobie, l'incinération et les procédés mécaniques de déshydratation comme la centrifugation ou encore les traitements chimiques par ajout de chaux. Enfin, le paragraphe 5.5 (et le chapitre 10 en complément) présente quelques-unes des technologies actuellement en cours de développement, notamment avec la perspective d'optimiser la valorisation et les gains financiers qui en découlent.

### 5.2 VUE D'ENSEMBLE

La figure 5.1 présente les technologies de traitement sur la base de leurs résultats de traitement et leur domaine d'application. Il faut souligner qu'une série de procédés de traitement est souvent nécessaire pour convertir les boues de vidange en un produit final qui peut être utilisé sans

danger. Classiquement, les boues doivent être tout d’abord déshydratées, ce qui peut être réalisé en une ou plusieurs étapes. D’autres traitements peuvent alors être mis en œuvre selon l’objectif d’utilisation finale, par exemple pour stabiliser la matière organique et/ou réduire les agents pathogènes. Les mécanismes en jeu sont présentés au chapitre 3. Il est important d’avoir à l’esprit l’objectif final du traitement pour définir la meilleure filière technologique. Pour un objectif de valorisation agricole, le traitement devra porter sur la déshydratation et la réduction des germes pathogènes, alors que pour un usage en tant que combustible dans l’industrie, la désinfection n’est pas essentielle (hormis pour la protection des travailleurs).

Le diagramme pour la sélection de la filière de traitement (figure 17.10) facilite le choix de la filière la mieux adaptée à un contexte donné. D’autres éléments clés pour la décision, comme la faisabilité économique, sont introduits à la fin de ce chapitre. Les aspects réglementaires et contextuels sont quant à eux discutés au fil de la partie Planification.

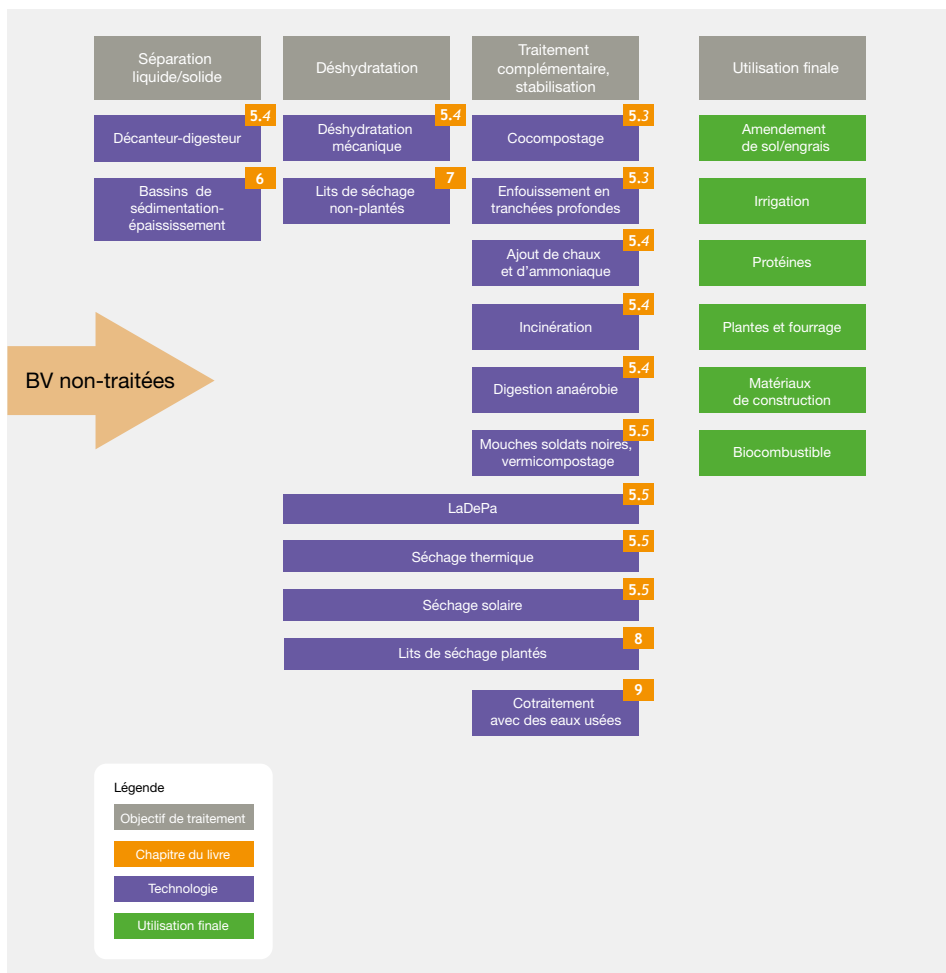


Figure 5.1 : Filières de traitement possibles selon l’objectif du traitement. L’utilisation finale est détaillée au chapitre 10. Les matières circulant au sein d’une même filière de traitement sont précisées dans le diagramme pour la sélection de la filière de traitement du chapitre 17.

## 5.3 TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT BIEN ÉTABLIES

### 5.3.1 Cocompostage

Le compostage est un processus biologique dans lequel des microorganismes décomposent la matière organique dans des conditions majoritairement aérobies. Il en ressort une matière organique stabilisée pouvant être utilisée comme engrais et dont les nutriments qui la composent sont bénéfiques sur le long terme pour les sols. On distingue le compostage en milieu ouvert et celui en milieu confiné. Le premier est moins coûteux à construire et à exploiter, mais demande plus d'espace. Il fonctionne avec des andains dans lesquels la matière organique se décompose en conditions aérobies. Les grandes surfaces requises peuvent être réduites en travaillant en compartiments. Le compostage confiné consiste quant à lui à placer la matière organique dans des containers fermés.

La réalisation d'un compost optimal nécessite de surveiller les paramètres suivants (Eawag et IWMI, 2003) :

- Un ratio carbone/azote (C:N) de 20 à 30:1, qui permet de garantir la disponibilité biologique, puisque les organismes dégradant la matière organique ont besoin, d'une part, du carbone comme source d'énergie et, d'autre part, de l'azote pour développer leur structure cellulaire. Un taux d'azote élevé augmentera les pertes par volatilisation, alors qu'un taux de carbone trop élevé limitera la croissance optimale de la population microbienne en raison du déficit en azote. Un taux de carbone élevé dans le produit final peut aussi poser des problèmes lors de son utilisation, en générant une surconsommation de l'azote déjà présent dans le sol par les microorganismes, en privant ainsi les plantes. Le processus de compostage transforme le carbone en  $\text{CO}_2$ , le ratio C:N diminuant progressivement jusqu'à un seuil 10:1, qui correspond à un compost stabilisé.
- Un taux d'oxygène de 5 à 10 %, qui permet d'assurer les conditions aérobies de la dégradation et de l'oxydation des matières. L'aération peut être réalisée passivement (circulation naturelle) ou par insufflation et aspiration d'air dans les andains, aération alors appelée « active » ou « forcée ». L'aération forcée nécessite un apport d'énergie extérieure. Dans le compostage à ciel ouvert, le retournement des andains (manuellement ou avec des engins) sert prioritairement à faire circuler la matière au centre de l'andain, où elle sera soumise à des températures plus importantes. Il contribue aussi à une meilleure oxygénation.
- Un taux d'humidité massique de 40 à 60 %, qui permet d'assurer les conditions de la biodégradation et d'éviter la saturation en eau qui générerait des conditions anaérobies. Retourner les andains permet d'évacuer la vapeur. La fréquence de retournement est à adapter au taux d'humidité, sachant qu'un taux d'humidité trop élevé limite la circulation de l'air dans les espaces poreux (Cooperband, 2002). À l'inverse, lorsque les andains sèchent trop vite, ils doivent être arrosés pour que l'activité biologique soit maintenue.
- Les matériaux constitutifs du compost doivent rester fins, d'un diamètre de moins de 5 centimètres pour les andains statiques. Plus les matériaux sont petits, plus leur surface spécifique est importante, ce qui facilite leur dégradation. Par contre, des matériaux trop fins peuvent aussi réduire les possibilités de circulation d'air, notamment quand les andains s'affaissent. La taille des matériaux constitutifs influence donc à la fois l'aération et la surface de dégradation.

Dans un compost bien entretenu la température atteint rapidement 60 à 70 °C, car le fractionnement du carbone est un processus exothermique qui permet un abattement fort des germes pathogènes. Après environ 30 jours, la température diminue à 50 °C. La phase de maturation se caractérise par une température d'environ 40 °C et l'atteinte de la température ambiante signale la fin du processus. Le processus complet (maturation comprise) dure au minimum 6 à 8 semaines (Klingel *et al.*, 2002).

Les conditions optimales de compostage en termes de ratio C:N et de taux d'humidité peuvent être atteintes en mélangeant des déchets de type différents. Le mélange de boues de vidange et de déchets organiques ménagers est intéressant pour le compostage, car les excréta et l'urine sont relativement chargés en azote et en eau (chapitre 2), alors que les déchets municipaux sont plutôt chargés en carbone et ont une faible teneur en eau. Les matières ligneuses doivent être limitées car elles sont difficiles à dégrader par voie biologique, ainsi que les tiges de maïs et la paille, à forte enveloppe de cellulose. L'usage de ces matériaux impliquerait de porter une attention plus soutenue au ratio C:N pour maintenir la biodisponibilité. Le taux d'humidité optimal de 40 à 60 % correspond à celui d'une éponge humide. Un taux supérieur risque de limiter l'apport d'air et ainsi de favoriser les conditions anaérobies et le développement d'odeurs.

Le cocompostage de boues de vidange et de déchets organiques ménagers est plus facile à réaliser avec des boues déjà épaissies ou déshydratées (via des bassins d'épaississement ou des lits de séchage par exemple). Les andains peuvent aussi être aspergés par des boues brutes, mais leur forte teneur en eau sera un facteur limitant, un taux d'humidité trop élevé étant réducteur. Les déchets organiques municipaux présentent habituellement à l'origine un taux d'humidité de 40 à 60 %, ce qui limite leur besoin en eau. Les boues déjà séchées, présentant un taux de matière sèche supérieur à 20 %, peuvent être plus facilement mélangées avec les déchets organiques ménagers dans les andains (Koné *et al.*, 2007). D'autres recommandations sont disponibles sur le site web de Sandec pour assurer les conditions optimales en termes de carbone, d'azote et d'humidité ([www.sandec.ch](http://www.sandec.ch)), notamment dans les publications *Cocomposting of Faecal Sludge and Municipal Organic Waste and Marketing Compost* (Eawag et IWMI, 2003), Rouse *et al.* (2008) et Strauss *et al.* (2003).

### Avantages et inconvénients

Le principal avantage du cocompostage est l'inactivation des germes pathogènes via les conditions thermophiles générées par le processus. Le cocompostage produit une matière fertilisante d'un potentiel économique variable selon la demande locale (voir chapitre 10). Par contre, élaborer un produit sans danger par cocompostage demande des compétences techniques et managériales, ce qui peut être un facteur limitant dans certains contextes.

#### Étude de cas 5.1 : Cocompostage de boues de vidange et de déchets organiques solides à Kumasi, Ghana.

(Adapté de Cofie et Koné, 2009).

C'est en février 2002 que le pilote expérimental de Kumasi, Ghana, a été inauguré à la station de traitement existante de Buobai. Il était composé d'un lit de séchage non-planté et d'une plateforme de cocompostage. Les boues utilisées provenaient de toilettes publiques et de fosses septiques des ménages de Kumasi. Ces boues ont été tout d'abord séchées sur les lits non-plantés, la boue fraîche étant supposée non-adaptée pour un compostage aérobie direct. Les boues épandues sur les lits ont donc été au préalable mélangées avec un ratio boues fraîches/

boues de fosses septiques de 1:2. Après environ 10 jours de séchage, la boue séchée a été curée des lits puis stockée en attente du cocompostage. Les déchets organiques provenaient des marchés et des zones résidentielles de la ville, collectés et acheminés par camion jusqu'au site. Les déchets organiques et les boues ont été mélangés sur la plateforme à ciel ouvert avec un ratio de 3:1. Le cycle de compostage s'est déroulé en plusieurs étapes : retournement manuel des andains, humidification, mesure de la température, pesage et échantillonnage pour analyse au laboratoire. Le compost après maturation a été tamisé, emballé en sac de 50 kg et stocké avant utilisation (détails présentés dans le tableau 5.1). Testé sur certains végétaux, il a permis une capacité de germination de 70 à 100 %, ce qui constitue un résultat intéressant. Les agriculteurs souhaitant utiliser cet engrais à base d'excreta étaient nombreux (83 % des interviewés).

Concernant les œufs d'helminthe, une période de 2 mois a été nécessaire pour atteindre le seuil recommandé par l'OMS de 1 œuf d'*Ascaris*/g de MS. Un taux d'inactivation élevé (90 à 100 %) a été obtenu après 80 jours, dont 1 mois pendant lequel les œufs ont été exposés à une température supérieure à 45 °C. Ce sont ces conditions de haute température qui permettent d'atteindre le seuil de désinfection recommandé par l'OMS. Si elles n'ont pas lieu, un stockage prolongé est une solution pour compléter l'hygiénisation.

L'expérience décrite permet de valider l'efficacité du cocompostage dans la production d'un produit sans danger. La viabilité économique de cette solution dépend toutefois des conditions locales, en particulier au regard de la valorisation (voir chapitre 10).

Tableau 5.1 : Critères de dimensionnement et hypothèses utilisées pour le pilote de cocompostage de Kumasi, Ghana (Cofie et Koné, 2009).

DÉSHYDRATATION DES BOUES DE VIDANGE		COCOMPOSTAGE	
Volume de boues traitées	45 m <sup>3</sup> /mois = 1,5 m <sup>3</sup> / jour	Ratio déchets solides/boues séchées	3:1 (en volume).
Cycle de déshydratation	3 par mois	Durée du compostage	1 mois en thermophilie ; 1 à 2 mois de maturation.
Fréquence de dépôtage des camions	3 par cycle (1 camion ~ 5 m <sup>3</sup> )	Cycle de compostage	Un chaque mois.
Ratio de boues fraîches et de fosses septiques	1:2	Volume de déchets solides organiques requis	3 × 4,5 = 13,5 m <sup>3</sup> /mois.
Surface des lits de séchage	50 m <sup>2</sup>	Compost brut produit	4,5 + 13,5 = 18 m <sup>3</sup> /mois.
Charge hydraulique sur les lits	30 cm/cycle	Taux de réduction volumique	50 %.
Volume de boues produites	1,5 m <sup>3</sup> /cycle	Quantité de compost produit	9 m <sup>3</sup> /mois, soit 4,5 tonnes/mois. Densité de 0,5 t/m <sup>3</sup> .

### 5.3.2 Cotraitement en bassins de lagunage

Le lagunage est une technologie de traitement des eaux usées très utilisée. Les mécanismes de stabilisation sont basés sur les processus naturels de l'écosystème aquatique. Le lagunage est considéré comme une option intéressante pour les eaux usées domestiques dans les pays à revenu faible ou intermédiaire lorsque le foncier est disponible, en particulier dans les climats chauds (Mara, 2004).

Le lagunage consiste en l'association de plusieurs bassins de différentes profondeurs et temps de séjour. L'association de 3 types de bassins en série est couramment utilisée (figure 5.2) :

- 1 Le bassin anaérobie, d'une profondeur de 2 à 5 m, est d'abord utilisé pour la décantation et la digestion anaérobie des matières en suspension.
- 2 Les bassins facultatifs, d'une profondeur habituelle de 1 à 2,5 m, sont ensuite utilisés pour la décantation des matières en suspension restantes et leur digestion anaérobie dans les couches inférieures, ainsi que pour la digestion de la matière organique dissoute par voie aérobie dans les couches supérieures.
- 3 Les bassins de maturation, profonds de 0,5 à 1,5 m, permettent une réduction supplémentaire des agents pathogènes via les rayons UV en provenance du soleil. Ces bassins sont principalement aérobies. L'oxygène est produit par la photosynthèse algale et la diffusion à travers la surface.

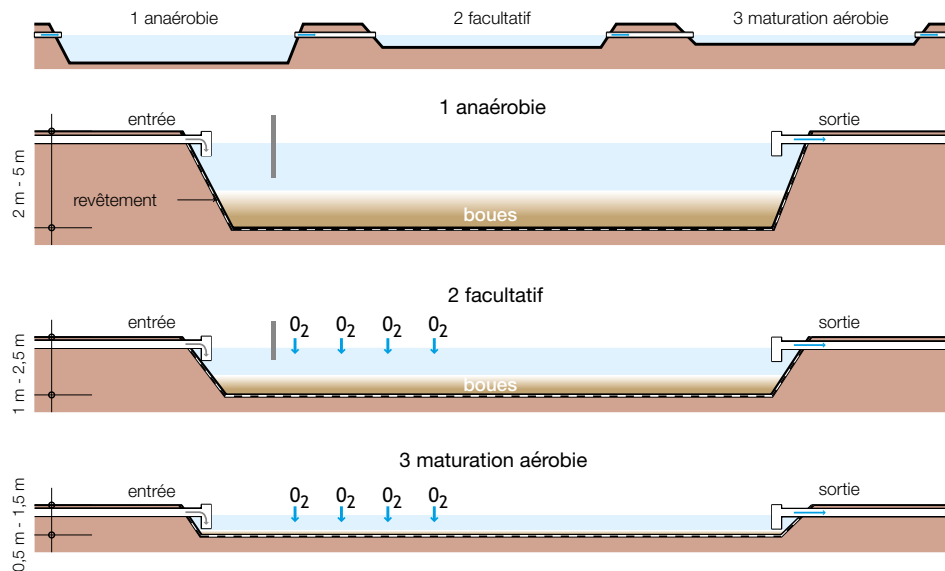


Figure 5.2 : Principe des trois types successifs de bassins constituant le lagunage (Tilley et al., 2014).

Avec l'ajout de boues de vidange dans le lagunage, l'azote ammoniacal devient vite un facteur limitant. Un meilleur niveau d'oxygénation peut alors nécessiter d'aménager des cascades ou de mettre en place des aérateurs, dans l'objectif de provoquer une diminution des concentrations d'azote ammoniacal (Strauss et al., 2000).

Les bassins sont dimensionnés à partir de ratios, sur la base des charges organiques. Les bassins anaérobies conçus sur la base de charges de 250 à 350 g de DBO/m<sup>3</sup>/jour permettent de retenir 60 à 70 % de la DBO. L'étage facultatif doit être dimensionné sur la base d'environ 350 kg de DBO/ha/jour et selon les conditions climatiques (Klingel *et al.*, 2002).

Papadopoulou *et al.* (2007) ont documenté l'injection de boues dans les bassins directement après dégrillage. Bien que travaillant avec des petites quantités de boues, des problèmes sont observés dès l'étage anaérobie. Le traitement des boues par injection directe en bassin de lagunage en grande quantité ne peut pas être recommandé, en raison de leurs fortes concentrations en azote ammoniacal, en matière organique et en matières particulaires (Strauss *et al.*, 2000). Les bassins de lagunage peuvent plutôt être utilisés pour traiter les effluents liquides issus d'un traitement en amont des boues, à savoir :

- Le percolat en provenance des lits plantés ou non-plantés, qui est moins chargé en matières organiques. Il pourrait dans certains cas être admis directement en bassin facultatif. Néanmoins, son niveau élevé en azote ammoniacal peut encore poser problème, notamment en bloquant la méthanogénèse et le fonctionnement algal.
- Le surnageant des bassins de décantation-épaississement. Ceci a été testé en Argentine dans des bassins anaérobies (Fernández *et al.*, 2004 ; Ingallinella *et al.*, 2002) et mis en œuvre à Dakar, Sénégal. Le surnageant est envoyé sur un lagunage, et les boues épaissies sont envoyées sur des lits de séchage non-plantés pour y être séchées.

Des informations détaillées sur le lagunage, notamment sa conception, sont disponibles chez Mara (2004), Mara *et al.* (1992) et Strauss *et al.* (2000).

### Avantages et inconvénients

Le lagunage est simple à réaliser et demande un niveau d'exploitation-maintenance relativement faible. La technologie est réputée être appropriée en climats tropicaux où elle permet un niveau de désinfection élevé. Ses inconvénients pour les boues de vidange sont : le besoin important en termes de surface, le taux d'accumulation rapide de boues (dans le cas d'une alimentation directe des bassins en boues brutes) et les phénomènes d'inhibition des processus de dégradation par de trop fortes concentrations d'azote ammoniacal ou de sels dissous. Le lagunage produit des boues principalement au niveau de l'étage anaérobie, leur soutirage pouvant être une source de difficulté pour l'exploitant (Strauss *et al.*, 2000).

### 5.3.3 Enfouissement en tranchées profondes

L'enfouissement en tranchées profondes peut être considéré à la fois comme option pour le traitement et pour l'utilisation finale, il est donc abordé aussi dans le chapitre 10. Cette solution, déjà utilisée aux États-Unis dans les années 1980 pour les boues d'épuration, a été adaptée pour le traitement des boues de vidange à Durban, Afrique du Sud (Still *et al.*, 2012). Elle consiste à réaliser des tranchées profondes, à les remplir de boues, puis à les recouvrir avec de la terre. Des arbres peuvent alors être plantés, bénéficiant de la matière organique et des nutriments présents dans les boues. Cette technique peut constituer une solution simple, peu coûteuse, facilement exploitable et sans nuisance visuelle ou olfactive dans des contextes où un terrain approprié est disponible, avec le bénéfice supplémentaire lié à la production d'arbres.



Le choix du terrain est essentiel pour ne pas engendrer de contamination des eaux souterraines. Dans les conditions de Durban, le suivi de qualité des eaux souterraines a montré une absence d'impact polluant dans la nappe. Un développement plus rapide des arbres a été observé lorsqu'ils étaient en contact avec la source de nutriments contenue dans les boues (Still *et al.*, 2012). L'enfouissement en tranchées profondes est considéré comme adapté en l'absence d'utilisation de la nappe pour l'alimentation en eau des populations et lorsque les surfaces nécessaires sont disponibles, ce qui suppose une capacité de transport des boues en milieu rural ou périurbain. La réglementation pour ce type de solution est déficiente dans de nombreux pays. En Afrique du Sud notamment, la réglementation environnementale ne l'autorise qu'à échelle pilote.

### Avantages et inconvénients

Le principal avantage de l'enfouissement en tranchées profondes réside dans sa simplicité : pas d'infrastructure ni de pompe pouvant être endommagées. De plus, le développement de biomasse végétale présente les avantages externes que sont la fixation du CO<sub>2</sub>, la protection contre l'érosion et, potentiellement, un gain économique. Les inconvénients sont la surface importante requise, l'impact potentiel sur la nappe phréatique si elle n'est pas suffisamment profonde et les réglementations encore peu favorables dans de nombreux pays.

#### Étude de cas 5.2 : Enfouissement en tranchées profondes à Durban, Afrique du Sud.

(Adapté de Still *et al.*, 2002).

L'unité Eau et Assainissement de l'université eThekweni de Durban a expérimenté l'enfouissement en tranchées profondes pour des boues d'épuration et des boues en provenance de latrines améliorées ventilées (VIP) de la ville.

Le projet a démarré en 2009 à Umlazi, au sud de Durban. Les boues de latrines ont été enterrées dans le sol du site, à dominante sableuse (figure 5.3 ; Still *et al.*, 2012), avec différentes charges. Un impact significatif positif a été constaté sur le développement des arbres, même si les résultats étaient assez différents selon les espèces végétales testées et les charges mises en œuvre.

Un deuxième site expérimental à proximité de Durban a permis de constater que la croissance plus rapide des arbres plantés sur les boues s'atténuait progressivement dans le temps. On constatait en effet 300 % de croissance supplémentaire pour les arbres plantés sur les boues après une année, mais seulement 30 à 40 % neuf ans plus tard, ce qui reste néanmoins appréciable. Le suivi expérimental a également permis de mesurer un taux d'helminthe viable dans les boues de 0,1 % après 2,8 années d'enfouissement seulement (Still *et al.*, 2012).



Figure 5.3 : Site expérimental d'enfouissement en tranchées profondes d'Umlazi. À droite : enfouissement des boues de latrines dans des tranchées d'un mètre de profondeur. À gauche : vue générale des plantations d'arbres sur les tranchées remplies. Les puits d'eau potable étaient répertoriés et les niveaux de nutriments, de matières organiques et d'agents pathogènes surveillés (photos : Jay Bhagwan, Water Research Council, Afrique du Sud).

## 5.4 TECHNOLOGIES ADAPTÉES DU TRAITEMENT DES BOUES D'ÉPURATION

Les stations de traitement des eaux usées, notamment les boues activées, produisent des boues qui nécessitent un traitement. Les technologies utilisées sont potentiellement utilisables pour le traitement des boues de vidange. L'intérêt est de bénéficier de technologies maîtrisées de longue date dans leur conception et leur exploitation-maintenance. Le frein majeur reste cependant la nécessité de les adapter aux contextes locaux et aux boues de vidange, puisque cette mise au point nécessaire n'a été que peu réalisée jusqu'à présent. Les paragraphes suivants présentent les technologies les plus classiques.

### 5.4.1 Digestion anaérobie

La digestion anaérobie permet de transformer la matière organique en biogaz d'une part et en digestat d'autre part. Le biogaz est un mélange principalement constitué de méthane et de dioxine de carbone. Le digestat est un produit relativement bien stabilisé biologiquement, susceptible de pouvoir enrichir les sols. Les chapitres 3 et 10 présentent plus en détail les points clés concernant le biogaz.

Les conditions pour la digestion anaérobie sont obtenues avec des dispositifs étanches à l'air. La digestion anaérobie est largement utilisée en épuration des eaux pour le traitement des boues primaires et des boues secondaires. La biofiltration sur boues anaérobies (UASB), les réacteurs anaérobies compartimentés et les filtres anaérobies font aussi partie des technologies de traitement anaérobie. Ce type de traitement est bien connu pour les effluents industriels et les charges élevées (par exemple pour les industries agroalimentaires, Arthur *et al.*, 2010). La digestion anaérobie décentralisée est largement pratiquée à travers l'Asie, notamment pour la digestion des fumiers animaux, avec ou sans ajouts de matière fécale humaine (Kooattatep *et al.*, 2004). Néanmoins ces technologies restent peu développées à un niveau plus centralisé en milieu urbain, d'où leur potentiel de développement dans le futur.

Les principaux paramètres de dimensionnement des digesteurs anaérobies sont le temps de séjour hydraulique, la température et le mode d'alimentation. Les conditions influençant la conception et l'exploitation-maintenance de ces dispositifs sont caractérisées par les paramètres suivants :

- Temps de séjour des boues ;
- Temps de séjour hydraulique ;
- Température ;
- Alcalinité ;
- pH ;
- Toxiques et substances inhibitrices ;
- Biodisponibilité des nutriments ;
- Éléments traces.

Le dimensionnement d'un réacteur anaérobie est basé sur le rapport entre la charge organique entrante et le temps de séjour des boues, pour atteindre un niveau de dégradation donné. Pour

les technologies sans recirculation ni stockage, le temps de séjour des boues est assimilable au temps de séjour hydraulique (par exemple pour les réacteurs de type piston). La chaîne de réactions pour la digestion anaérobie est directement liée au temps de séjour et sa modification entraîne une variation dans les performances de l'hydrolyse, de l'acidification, de la fermentation et de la méthanogénèse (Metcalf et Eddy, 2003). Surveiller le temps de séjour réel est important, tout comme la température qui joue un rôle capital, en particulier sur le degré d'hydrolyse et de méthanisation. La température influence aussi les paramètres physiques et chimiques comme les échanges gazeux, la solubilité des sels et l'inactivation des agents pathogènes.

### Expérience avec les boues de vidange

Quelques études ont été réalisées sur les performances de la digestion anaérobie des excreta et des boues de vidange. Pour les boues, Arthur *et al.* (2010) et Klingel *et al.* (2002) recommandent de réaliser au préalable un épaissement pour réduire le volume à traiter et diminuer ainsi la taille du digesteur. Pour les excreta frais, Daisy et Kamaraj (2011) rapportent une élimination significative des bactéries et des virus avec de longs temps de séjour. Song *et al.* (2012) indiquent une production de biogaz de 15 et 90 mL/g de BV à, respectivement, 15 et 30 °C. Néanmoins, cette production de biogaz ne représentait la digestion que de seulement 30 % des matières volatiles, pour un potentiel théorique de 50 à 60 %, ce qui indique que la production de biogaz mesurée est moindre que celle atteignable dans des conditions optimisées.

### Avantages et inconvénients de la digestion anaérobie pour le traitement des boues de vidange

La digestion anaérobie permet de produire du biogaz en stabilisant les boues et réduisant leur volume et leur potentiel de nuisance olfactive. Par contre, son exploitation-maintenance implique un niveau élevé de compétence. L'inhibition des processus de digestion est un risque, en particulier avec des boues de vidange de natures variables et la présence possible de détergents et de métaux lourds. La faible utilisation de cette technologie pour le traitement des boues de vidange de type centralisé en milieu urbain est sans doute liée à un manque d'expérience et de capitalisation, et ce malgré un niveau de connaissance avancé dans le domaine de la digestion anaérobie en général.

#### 5.4.2 Décanteur-digesteur

Un décanteur-digesteur (ou fosse Imhoff) est un ouvrage compact qui permet de combiner les phénomènes de décantation et de digestion anaérobie (figure 5.4). Cette technologie est bien connue pour l'épuration des eaux usées et a déjà été mise en œuvre pour le traitement des boues de vidange en Malaisie. Les décanteurs-digesteurs sont très souvent utilisés pour le traitement primaire des eaux usées, permettant la séparation liquide/solide et la digestion partielle des boues décantées. Les considérations présentées dans le paragraphe concernant la digestion anaérobie s'appliquent également ici.

L'ouvrage est un bassin relativement haut (jusqu'à neuf mètres en épuration des eaux) dans lequel les particules décantent et les gaz produits par la digestion remontent en surface. Il comporte une zone de décantation séparée de la zone de digestion par des cloisons inclinées (45 ° ou plus) qui permettent aux boues de glisser jusque dans la zone de digestion. Les remontées de

gaz entraînent des particules à la surface, formant une couche d'écume. Des tés et des cloisons sont utilisés pour éviter les écoulements préférentiels et piéger l'écume. Les boues s'accumulent dans la zone de stockage et de digestion où elles se digèrent, s'épaississent et se stabilisent partiellement. L'effluent a un temps de séjour court (2 à 4 heures) en zone de décantation, alors que les particules décantées sont stockées jusqu'à plusieurs années dans la zone de digestion. Le surnageant comme les boues décantées requièrent un traitement supplémentaire avant utilisation finale ou mise en décharge. Les boues peuvent ensuite être envoyées par exemple vers un lit de séchage non-planté pour un traitement ultérieur. L'effluent, quant à lui, pourra par exemple être traité par un filtre planté. Le décanteur-digesteur est intéressant lorsque les conditions ne sont pas favorables à la production de biogaz ou que l'espace disponible est faible.

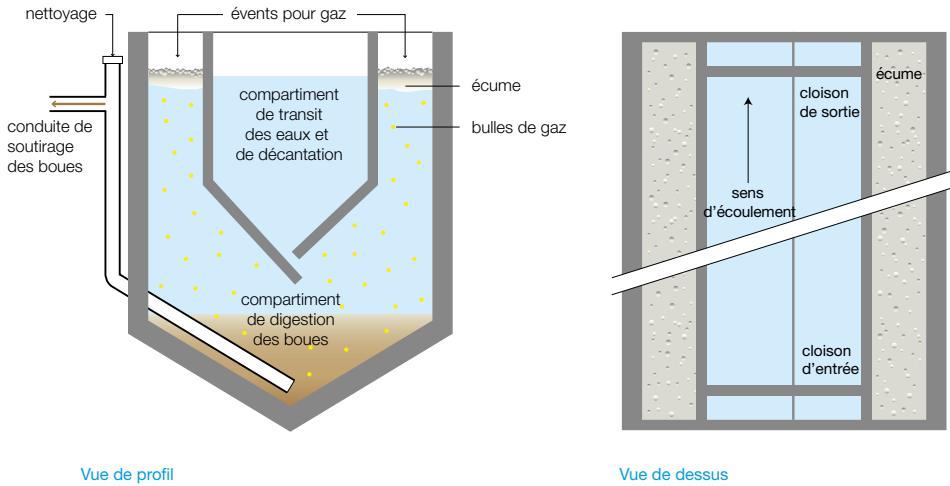


Figure 5.4 : Schéma de principe du décanteur-digesteur (Tilley et al., 2014).

Le dimensionnement de la zone de digestion dépend principalement de la température, du taux d'accumulation et de l'objectif de stabilisation des boues, qui est lié à leur fréquence de soutirage. Il correspond souvent à une durée de stockage des boues de 12 mois, ce qui permet un niveau de stabilisation suffisant. Elle peut être plus grande en climat froid, ce qui conduit à un plus grand volume de l'ouvrage.

La mise en œuvre est souvent réalisée en béton armé et enterrée. Elle peut néanmoins être réalisée en élévation pour rendre le soutirage des boues plus facile, par gravité. L'extraction des boues peut sinon être réalisée par une pompe fixe, par un camion de vidange ou par une pompe mobile (voir chapitre 4). Le niveau de remplissage de la zone de stockage des boues ne doit jamais être inférieur à 50 cm sous l'ouverture de la zone de décantation. Les zones pour la sortie des gaz et l'accumulation de l'écume sont localisées en périphérie, et des équipements pour le soutirage des boues doivent être installés (WSP 2007 ; voir figure 5.4). La mise en œuvre d'un dégrillage en entrée est recommandée pour éviter les dysfonctionnements liés à l'introduction de matériaux grossiers.

### Avantages et inconvénients du décanteur-digesteur

En comparaison avec les bassins de décantation-épaississement, les principaux avantages du décanteur-digesteur sont sa compacité, le fait de ne gérer qu'un ouvrage unique, ainsi qu'une meilleure performance en termes de séparation liquide/solide. Les inconvénients possibles sont une plus grande difficulté d'exploitation-maintenance, un coût d'investissement plus grand - notamment à cause des cloisons -, et une difficulté liée à l'extraction des boues. L'exploitation-maintenance d'un décanteur-digesteur est simple mais requiert un certain niveau de compétence. Elle comprend le nettoyage des canaux, des parois de l'ouvrage et le soutirage des boues, dont la fréquence est estimée lors de la conception (Eawag *et al.*, 2010).

#### 5.4.3 Incinération

L'incinération des boues constitue un mode de gestion qui met en œuvre la combustion des boues à des températures de 850 à 900 °C. Cela ne permet pas d'utiliser tout le potentiel de valorisation des boues, mais l'énergie dégagée par l'incinération peut être captée et réutilisée, comme par exemple dans les cimenteries (voir chapitre 10 ; Murray Muspratt *et al.*, 2014). Il est également possible de réutiliser la cendre produite, que ce soit pour recouvrir les matériaux fécaux des toilettes sèches ou encore dans le secteur de la construction. Elle peut aussi être mise en décharge. La cendre peut contenir un taux important de métaux lourds, selon son origine (Hall, 1999).

Les boues doivent être déshydratées préalablement à leur incinération. Leur stabilisation n'est pas nécessaire, voire contreproductive, puisqu'elle diminuerait le taux de matières volatiles (Metcalf et Eddy, 2003). Parmi les technologies d'incinération classiques figurent les unités à foyers multiples, les lits fluidisés et la co-incinération avec les déchets solides municipaux.

### Avantages et inconvénients de l'incinération des boues

Les inconvénients sont le potentiel d'émission de polluants, le besoin en compétences avancées pour l'exploitation-maintenance, les coûts élevés, tant pour le fonctionnement que pour l'investissement, et la production de cendres résiduelles (Metcalf et Eddy, 2003). Les avantages résident dans la forte réduction volumique des boues et l'atteinte d'une désinfection totale.

#### 5.4.4 Traitements mécaniques

La déshydratation et l'épaississement mécanique peuvent être réalisés en préalable à un traitement ultérieur, lorsqu'il nécessite des volumes de boues réduits, ou alors en aval d'une étape précédente d'épaississement par des procédés comme la centrifugation ou le pressage.

Les quatre technologies couramment utilisées pour la déshydratation des boues d'épuration sont le filtre à bandes, la centrifugeuse, le filtre presse et la presse à vis. Il existe peu d'exemples dans la littérature de l'utilisation de ces technologies pour les boues de vidange, mais le potentiel d'adaptabilité semble important. En Malaisie, la centrifugation est utilisée pour déshydrater les boues de vidange là où l'espace manque, après dégrillage et ajout de floculant.

Ces technologies sont présentées ci-dessous. Pour chacune, l'ajout de floculant est recommandé pour améliorer l'efficacité de la séparation liquide/solide. Même si elles sont bien connues pour

les boues d'épuration, des mises au point restent nécessaires avant qu'il soit possible de définir des bases de conception et d'exploitation-maintenance pour leur utilisation avec des boues de vidange.

### Filtre à bandes

Son principe consiste à presser la matière entre deux bandes pour en extraire l'eau. Le principal inconvénient par rapport aux autres technologies mécaniques est la forte capacité d'exploitation-maintenance requise ainsi que la difficulté de contrôler les odeurs. La technologie est constituée de :

- une zone d'égouttage où les boues floculées sont déposées, puis déplacées sur une bande poreuse mobile ;
- une zone de presse où une seconde bande vient appuyer sur la partie supérieure des boues jusqu'à une pression pouvant atteindre 7 bars ;
- une zone dans laquelle les bandes se séparent et les boues déshydratées sont libérées.

### Centrifugeuse

Cette technologie déshydrate les boues par l'effet de la force centrifuge, via un cylindre en rotation autour d'un axe horizontal dans lequel elles sont introduites. Les boues préalablement floculées sont injectées au centre du cylindre, puis se répandent sur la surface par l'effet de la centrifugation. Une vis d'Archimède récupère les liquides du côté de l'entrée des boues, et une autre récupère les boues séchées de l'autre côté. Le principal inconvénient de la centrifugeuse est sa consommation énergétique.

### Filtre presse

Cette technologie permet de presser les boues entre de multiples parois verticales poreuses disposées les unes devant les autres, entre 2 supports horizontaux. Les boues sont introduites au sein du dispositif sur lequel une forte pression est appliquée (jusqu'à 15 bars), ce qui entraîne l'écoulement d'un percolat à travers les parois poreuses jusqu'à une ouverture pratiquée dans le support inférieur.

### Presse à vis

La presse à vis est constituée d'une vis tournante placée au sein d'un cylindre poreux. Les boues sont introduites à l'extrémité et mises sous pression par la vis, ce qui permet leur essorage et entraîne l'écoulement du percolat à travers les pores du cylindre. Les boues déshydratées sont transportées à l'autre extrémité où elles sont récupérées. La presse à vis est un mode de déshydratation à coûts d'investissement et de fonctionnement relativement faibles, requérant un niveau d'exploitation-maintenance bas. La performance de déshydratation est néanmoins plus basse que celle obtenue avec les autres équipements mécaniques.

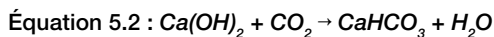
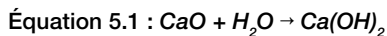
### Avantages et inconvénients de la déshydratation mécanique

En comparaison avec les technologies extensives, les technologies mécaniques présentent l'inconvénient d'être coûteuses à l'investissement et au fonctionnement, et d'être dépendantes de

l'approvisionnement en électricité et en floculant. Elles présentent par contre de nombreux avantages, comme leur compacité et la rapidité de la déshydratation. L'adaptation de ces technologies aux boues de vidange nécessite l'avis des fabricants et des spécialistes, ainsi que des tests pilotes.

#### 5.4.5 Ajout de chaux

La chaux est utilisée dans le traitement des boues d'épuration pour diminuer les odeurs et réduire les germes pathogènes ainsi que la matière organique. Elle peut aussi servir d'adjuvant pour la précipitation des métaux et du phosphore (Mendez *et al.*, 2002). En ce qui concerne les boues de vidange, elle a été utilisée aux Philippines (étude de cas 5.3). Le mécanisme de désinfection repose sur la montée du pH, de la température (réactions d'oxydation exothermiques) et de la concentration en azote ammoniacal pendant la stabilisation alcaline (Pescon et Nelson, 2005). L'efficacité augmente avec le temps de séjour et la quantité de chaux injectée. Tous les composés chimiques avec une alcalinité élevée sont souvent assimilés à de la chaux, néanmoins on la rencontre le plus souvent sous forme de chaux vive (CaO, produit dérivé de la calcination à haute température du calcaire) et de chaux éteinte (Ca(OH)<sub>2</sub> - appelée aussi « chaux hydratée » ou « hydroxyde de calcium ») obtenue en hydratant la chaux vive (équation 5.1).



La formation de CaHCO<sub>3</sub> (équation 5.2) génère des conditions de pH élevé qui stoppent ou retardent la dégradation microbienne de la matière organique (Turovskiy et Mathai, 2006). Pour atteindre les meilleurs résultats à un coût optimal, il est important de considérer plusieurs paramètres comme les caractéristiques des boues, le dosage en chaux, le temps de contact et le pH (Turovskiy and Mathai, 2006).

Un avantage supplémentaire de la chaux est la possible précipitation des métaux lourds. Par contre, l'effet désinfectant de la chaux limite également la capacité des boues à compostier ou interagir plus tard avec le sol. De plus, la sécurité dans son emploi est un point important : la chaux étant corrosive pour la peau, les yeux et les poumons, un équipement de protection individuelle (EPI) adapté est essentiel (voir aussi l'étude de cas 5.3). La chaux doit également être tenue au sec et à l'écart du feu.

#### Avantages et inconvénients du traitement par la chaux

Les principaux inconvénients de cette technique sont le besoin en consommables (chaux) et la conservation nécessaire en zone sèche. Une reprise des germes pathogènes est aussi un risque. La chaux est un matériau alcalin qui réagit fortement avec l'humidité, générant un risque pour les yeux, la peau et le système respiratoire. Un personnel qualifié est donc nécessaire, avec l'usage des équipements de protection adaptés et le respect des procédures de sécurité.

### Étude de cas 5.3 : Stabilisation par la chaux aux Philippines, vallée de San Fernando. (Adapté de Robbins, 2009).

En juin 2008, les ingénieurs des services de la santé, de la planification, de l'environnement et de l'ingénierie de la ville de San Fernando ont démarré un projet pilote pour déterminer l'efficacité de l'apport de chaux dans le traitement des boues de vidange des fosses septiques aux Philippines (Robbins, 2009). Le traitement par la chaux était déjà considéré officiellement comme une technique adaptée par le département de la santé des Philippines, mais n'avait jamais été testé auparavant.

Une fosse de mélange a été réalisée sur le site expérimental pour recevoir un volume de 5 m<sup>3</sup>. Le site de test répondait aux critères suivants : 1) situé suffisamment loin des zones résidentielles, 2) nappe d'une profondeur de 25 m au minimum et 3) sol imperméable (pour réduire les coûts d'une imperméabilisation). La fosse de mélange creusée dans le sol argileux en place mesurait 1,5 mètre de profondeur pour 3 mètres de large et 4 mètres de long.

Les boues acheminées par camion ont été dépotées en une fois dans la fosse avant d'être mélangées à la chaux. Cette dernière, acheminée en sac de 50 kg, a été déversée manuellement avec précaution, une pelletée à la fois, par les manutentionnaires portant des masques de protection. Le mélange a lui aussi été réalisé manuellement, pendant 30 minutes, avec de grandes pagaies en bois (alors qu'un petit mélangeur d'une puissance de 3 chevaux était disponible). Cette durée de mélange s'est avérée suffisante pour maintenir les conditions de désinfection suivantes (mesurées simplement à l'aide d'un chronomètre et d'un pH-mètre portatif) : 30 min à pH 12, 60 min à pH 11,5, 120 min à pH 11. La vitesse d'augmentation du pH est liée à la charge volumique de chaux utilisée, à sa qualité et à l'efficacité du mélange. Les essais de San Fernando ont permis de montrer que 50 kg de chaux pour 5 m<sup>3</sup> de boues de vidange étaient suffisants pour générer les conditions de traitement adéquates (pH 11 pendant 2 heures). À l'issue des tests, une désinfection totale était atteinte, ainsi qu'une séparation liquide/solide intéressante. Les autres paramètres mesurés, comme les métaux lourds, ont montré des niveaux inférieurs aux limites imposées par le département de la santé des Philippines.

Une fois le processus terminé, le pH est redescendu au neutre. Après 24 heures, la fraction liquide a pu être siphonnée vers une lagune d'où elle pouvait être utilisée pour l'irrigation agricole ou paysagère. La fraction solide pouvait être utilisée telle que, comme amendement de sol ou bien séchée en vue d'une utilisation comme couverture dans un centre d'enfouissement des déchets.

À San Fernando, le coût d'un sac de 50 kg de chaux hydratée était de 455 pesos des Philippines (9 USD) livraison incluse. En prenant en compte 2 employés, le suivi, l'excavation et quelques coûts divers, le prix de revient était d'environ de 200 pesos des Philippines par mètre cube de boues de vidange. Les résultats atteints, le coût et la facilité de mise en œuvre font du traitement par addition de chaux une technique possible pour le traitement des boues de vidange jusqu'à des volumes de 15 m<sup>3</sup>.

## 5.5 TECHNOLOGIES POTENTIELLES

L'innovation dans les technologies de traitement fait l'objet de nombreuses recherches. Vu l'accent mis par nombre d'entre elles sur la valorisation, ce chapitre est fortement lié au chapitre 10 « Destination finale des produits issus du traitement ».

### 5.5.1 Vermicompostage

Les vers de terre, membres de la famille des oligochètes, s'avèrent très efficaces pour réduire les déchets organiques. On peut citer par exemple la vermifiltration utilisée pour traiter les eaux usées domestiques à travers un substrat inoculé en vers de terre (Zhao *et al.*, 2010). Les vers semblent fonctionner en synergie avec les communautés bactériennes épuratrices du filtre, ce qui est très



intéressant. Les vers ne pourraient pas survivre dans un milieu constitué de fèces fraîches uniquement, car ils ont besoin d'un support, qui peut être une couche de sol ou du vermicompost. Le vermicompostage n'est généralement pas fiable pour la désinfection, sauf dans certaines conditions. Rodríguez-Canchéa *et al.* (2010) ont observé une élimination des œufs d'helminthe à travers des tests de vermicompostage sur des boues de fosse septique. Un niveau de désinfection permettant la réutilisation en agriculture est en effet observé après 60 jours à partir de l'inoculation initiale en vers. Les coliformes fécaux, salmonelles et œufs d'helminthe ont été éliminés pour des niveaux atteints de, respectivement, < 1 000 MPN/g, < 3 MPN/g et < 1 œuf d'helminthe viable/g (par rapport au poids sec).

### Avantages et inconvénients du vermicompostage

De manière générale, les avantages et inconvénients du vermicompostage sont similaires à ceux du cocompostage. Néanmoins, ne générant pas les températures thermophiles du cocompostage, le vermicompostage implique des traitements ultérieurs pour atteindre un niveau de désinfection poussé. La technologie est, de plus, encore en développement. Les vers peuvent être sensibles à des toxiques (ou de trop fortes concentrations en général). La durée pour atteindre un compost mature est plus longue qu'avec un compostage thermique classique. Par contre, la production de vers peut être économiquement intéressante si la demande existe.

### 5.5.2 Mouches soldats noires

Les mouches soldats noires (*Hermetia illucens*), originaires d'Amérique, sont largement présentes en climats tempérés et chauds. Elles se nourrissent de matière organique en décomposition, que sont par exemple les plantes, les fruits ou les fumiers. Elles ont été utilisées dans un cadre expérimental pour la dégradation des déchets organiques municipaux, des fumiers animaux et des boues de vidange (Diener *et al.*, 2009 et 2011 ; Qing *et al.*, 2011). Le procédé de traitement repose sur le cycle naturel de développement des mouches qui ne se nourrissent que pendant leur stade larvaire, puis se déplacent pour la nymphose pour se muer au stade adulte, pendant lequel elles ne consommeront plus de nourriture. Par conséquent, les mouches n'étant plus attirées par la matière organique lorsqu'elles sont en mesure de voler, le risque pour qu'elles deviennent un vecteur de transmission infectieuse reste très faible (Sheppard *et al.*, 1994). Durant le stade larvaire, les mouches dégradent la matière organique et les nutriments (azote et phosphore) de manière rapide et jusqu'à 75 % (Diener *et al.*, 2009). Cette étape larvaire peut durer de 2 semaines à 4 mois selon la disponibilité en nourriture, ce qui permet d'envisager le traitement des déchets, même avec un rythme d'approvisionnement discontinu.

Les mouches soldats noires ont montré une croissance adéquate sur des boues de vidange. Diener *et al.* (2009) constatent néanmoins qu'une masse larvaire plus grande était obtenue avec un substrat de boues de vidange mélangées à des déchets organiques municipaux. Le développement des larves peut être économiquement intéressant pour l'alimentation animale (voir chapitre 10). La fraction résiduelle de matière non-consommée par les mouches doit être traitée ultérieurement, par compostage ou digestion anaérobie par exemple, et peut être utilisée comme amendement de sol.

Le niveau de connaissance est essentiellement expérimental, mais le marché semble commencer à se développer. Par exemple, la société Biocycle travaille au développement d'un modèle

économique basé sur la collecte des déchets humains, le développement et la vente des larves (<http://www.thebiocycle.com/>). Ses coûts de fonctionnement bas et son potentiel économique élevé (poudre de larves séchées comme source de protéine) font de cette technologie une solution prometteuse. Des questions techniques et entrepreneuriales doivent néanmoins encore trouver des réponses.



Figure 5.5 : Mouches soldats noires préparant leur nymphose (photo : Stefan Diener).

### Avantages et inconvénients des mouches soldats noires

Un avantage de la technique pour le traitement des boues de vidange est qu'elle peut être mise en œuvre avec ou sans déchet organique et à petite échelle. Elle permet de générer des revenus pour de petits entrepreneurs avec un investissement minimal. Néanmoins, les expériences à grande échelle dans les pays à revenu faible ou intermédiaire manquent encore, ce qui ne permet pas de recommander des règles pour la conception et l'exploitation-maintenance dans le cadre du traitement des boues de vidange (Diener *et al.*, 2011).

### 5.5.3 Traitement à l'ammoniaque

La désinfection peut être obtenue par un traitement à l'ammoniaque. L'efficacité de  $\text{NH}_3$  a été démontré sur de nombreux microorganismes, bactéries, virus et parasites (Jenkins *et al.*, 1998 ; Pescon et Nelson, 2005). Le principe de l'action réside dans la pénétration de l'ammoniaque dans la cellule biologique pour s'associer aux protons intercellulaires et former l'ion ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), perturbant ainsi le fonctionnement de l'organisme (Park et Diez-Gonzalez, 2003). L'ajout d'ammoniaque dans les boues est déjà utilisé pour les boues d'épuration, où il est communément appelé « stabilisation alcaline » (Allievi *et al.*, 1994 ; Mendez *et al.*, 2002).

Des expériences ont été conduites récemment pour évaluer la désinfection d'excreta par l'ammoniaque, à partir d'urines collectées séparément puis mélangées avec des boues de vidange (car l'urine présente un taux d'ammoniaque élevé, voir chapitre 2). Le traitement de boues de vidange faiblement ammoniaquées peut être amélioré en ajoutant de l'urée synthétique.

### Avantages et inconvénients du traitement à l'ammoniaque

L'ammoniaque requiert des conditions de stockage et de manutention moins contraignantes comparées à l'usage de la chaux. Elle semble particulièrement intéressante dans les situations où des toilettes à séparation d'urine existent. Utiliser de l'urée synthétique entraîne une augmentation des coûts, ce qui est susceptible de réduire la viabilité économique de la technique. Un

autre désavantage est lié à la stabilité de l'azote dans les produits issus du traitement, l'optimum de réutilisation des nutriments pouvant ne pas être atteint.

#### Étude de cas 5.4 : Désinfection par l'ammoniaque ; élimination des *Ascaris* du projet Safe Sludge.

Afin d'évaluer l'effet désinfectant de l'ammoniaque, Fidjeland *et al.* (2013) ont mesuré la viabilité des œufs d'*Ascaris* dans des échantillons de boues de vidange sous différentes concentrations d'ammoniaque et températures. Une réduction de la viabilité des œufs de 99,9 % a été atteinte en un mois et demi en utilisant des concentrations en ammoniaque au-dessus de 170 mM, à une température de 23 °C, ce qui correspondait à un volume d'eau de chasse de 2 L par personne et par utilisation. Pour des volumes de 6 L par personne et par utilisation, les concentrations en ammoniaque obtenues étaient moindres (44 mM), et 6 mois étaient nécessaires à une température de 23 °C. Avec l'élévation en température, l'inactivation des œufs d'*Ascaris* est plus rapide et le besoin en ammoniaque est moindre. Avec des toilettes étanches à l'air et des volumes de chasse faibles, la quantité intrinsèque d'ammoniaque dans l'urine peut être suffisante pour désinfecter les boues de vidange produites sans autre traitement additionnel.

Dans un autre projet appelé « Safe Sludge » (« boues sans danger ») conduit entre mai 2011 et mars 2013, l'objectif était d'obtenir une désinfection des boues de vidange à partir de l'ammoniaque naturellement contenue dans l'urine récoltée dans des toilettes sèches à séparation d'urine (UDDT). Les boues utilisées pour le test, en provenance de ces mêmes toilettes, étaient nettement plus déshydratées que les boues de vidange classiques. L'expérience montre un effet efficace de l'urine sur ces boues de toilettes à séparation, avec un meilleur temps de contact entre fèces et ammoniaque et sans besoin d'ajout d'urée synthétique. L'uréase étant une enzyme qui devient inactive à un pH supérieur à 9, le procédé de désinfection du projet *Safe Sludge* nécessite deux étapes : une première mise en contact de 4 heures entre urine et fèces pour hydrolyse de l'urée, puis l'ajout d'un agent alcalin (hydroxyde de calcium) pour permettre la transformation en ammoniaque.

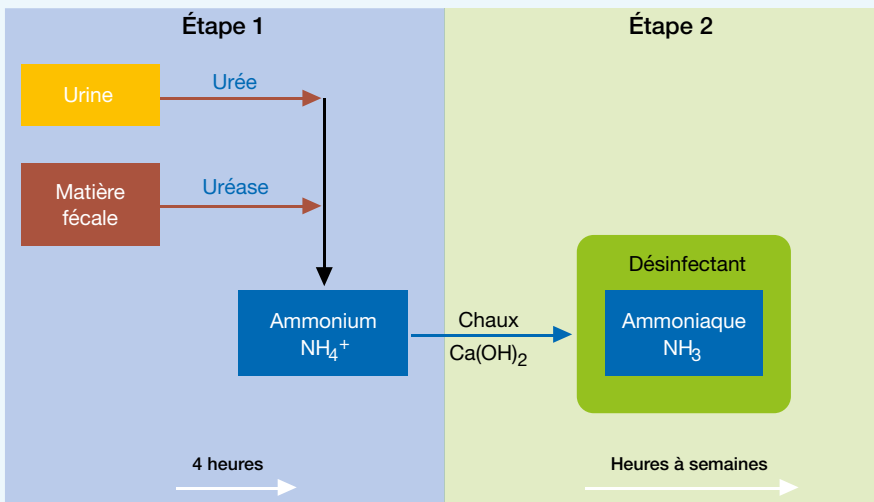


Figure 5.6 : Les 2 étapes du procédé de désinfection du projet Safe Sludge : hydrolyse de l'urée catalysée par l'uréase (jusqu'à 4 heures), puis ajout de chaux pour augmenter le pH et permettre la transformation de l'ammonium en ammoniaque (temps de désinfection estimé : quelques heures à quelques semaines).

Figure adaptée de <http://forum.susana.org> (2013).

### 5.5.4 Séchage thermique et granulation

Le séchage thermique permet d'extraire toutes formes de liquide des boues (voir chapitre 3). Utilisée depuis longtemps pour la déshydratation des boues d'épuration, cette technologie a été adaptée et améliorée pour l'industrie (par exemple l'industrie papetière). Plusieurs types de dispositifs existent, tous basés sur le principe d'une évaporation accélérée par l'apport de chaleur. Les produits issus du traitement sont stables, sous forme granulaire, ce qui facilite leur stockage et leur transport.

Les séchoirs directs et indirects sont aussi appelés respectivement « séchoirs par contact » et « à convection » (Lowe, 2007). Ils nécessitent une première étape de déshydratation lorsque les boues sont trop humides. Les séchoirs directs se caractérisent par le contact entre l'air ou les gaz chauds avec les boues, alors que les séchoirs indirects utilisent un échangeur de chaleur pour chauffer les boues. Dans ce dernier cas, le porteur de chaleur est souvent une huile ou une vapeur, qui n'aura pas besoin d'être nettoyé après utilisation puisqu'il n'est pas en contact direct avec les boues. Dans les deux cas, le fluide calorifique, souvent la vapeur d'eau, doit être collecté et transporté à travers le procédé. Un traitement des gaz peut être requis selon les niveaux d'exigence environnementaux locaux, de manière moindre dans le cas des séchoirs indirects.

#### Avantages et inconvénients du séchage thermique

Le séchage thermique permet une très importante réduction des volumes et des pathogènes. Les boues sèches issues du traitement sont faciles à manipuler et à vendre. Elles peuvent être par exemple utilisées comme amendement de sol (voir chapitre 10). Les principaux inconvénients sont les coûts, la dépendance énergétique ainsi que le risque d'incendie ou d'explosion lié à l'utilisation de gaz et de poussières. L'équipement nécessite, de plus, un haut niveau de maintenance.

La granulation associe déshydratation mécanique et séchage thermique. Les granulés peuvent être utilisés comme combustibles ou amendement de sol. Ils sont relativement faciles à manipuler et à vendre.

Les études de cas 5.5 et 5.6 montrent des exemples de granulation pour produire des boues traitées à utiliser comme amendement de sol.

#### Étude de cas 5.5 : Granulation pour l'amendement de sol.

(Adapté de Nikiema *et al.*, 2013).

Une expérience au Ghana a consisté à granuler 5 différents types de boues de vidange, avec un dispositif de granulation local (une version du granulateur 380V). Les boues de vidange utilisées étaient issues d'une filière de traitement de lits non-plantés et de cocompostage, obtenues par un mélange composé à 1:2 de boues de toilettes publiques et de boues de fosses septiques (Nikiema *et al.*, 2013). Les paramètres de caractérisation des boues avant granulation étaient le taux d'humidité (10 à 55 % en masse) ainsi que le type et la concentration de liant (argile ou amidon, 0 à 10 % en masse). Les paramètres suivis après granulation étaient la quantité de granulés générés, leur longueur et leur tenue mécanique.

L'amidon de manioc s'est avéré un meilleur liant que l'argile. Pour obtenir des granulés optimaux, Nikiema *et al.* (2013) recommandent de prétraiter l'amidon par l'ajout d'eau chaude ( $85 \pm 5$  °C), de le mélanger manuellement pendant le séchage, puis de l'ajouter aux boues séchées à hauteur de 3 %.

### Étude de cas 5.6 : Granulateur LaDePa de Durban, Afrique du Sud.

Le granulateur LaDePa (*Latrine Dehydration and Pasteurisation*) est un autre dispositif de granulation de boues de vidange développé par le département Eau et Assainissement de l'université eThekweni (Durban, Afrique du Sud) avec la société partenaire Particle Separation Systems. Destiné au traitement de boues de latrines à fosse simple, il consiste en l'association de plusieurs étapes thermiques et mécaniques. Les déchets grossiers sont tout d'abord retirés des boues déshydratées par un système de vis. Les boues sont ensuite déposées sur une courroie en mouvement. Les granulés sont séchés par de l'air à 100 °C (dispositif appelé « *Parsep dryer* ») et les germes pathogènes traités par des ondes infrarouges diffusés par des radiateurs.

La consommation énergétique est importante, mais, ramenée à l'équivalent-habitant, elle ne correspond qu'à 50 % du besoin en traitement d'une boue activée. Après une période de mise au point et d'optimisation, le LaDePa est aujourd'hui disponible sur le marché sous forme modulaire (en container) pour pasteuriser jusqu'à 80 à 90 % des boues entrantes ayant un taux de 20 à 35 % de siccité initiale. Les granulés produits peuvent être utilisés comme combustibles ou amendement de sol.

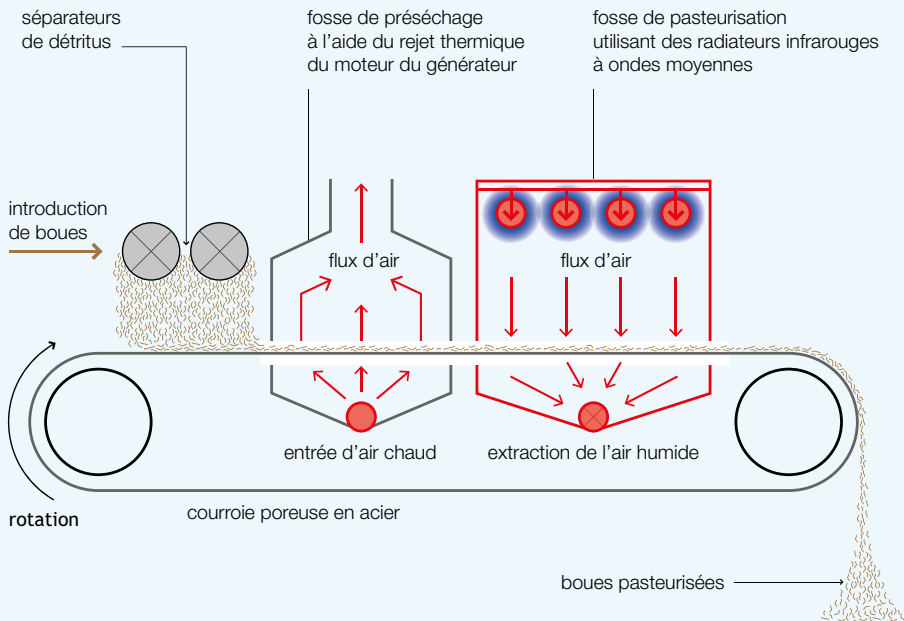


Figure 5.7 : Schéma de principe du dispositif LaDePa, conçu pour traiter les boues de latrines à fosse simple sans dégrillage préalable. Cela constitue un avantage certain, car ces boues-là sont habituellement très chargées en déchets grossiers non-organiques (voir aussi le chapitre 2, paragraphe 2.9.7), qui compliquent le traitement et la valorisation du produit final.

### Avantages et inconvénients de la granulation

Les principaux avantages de ces technologies sont leur compacité, leur robustesse et leur mobilité. À cela s'ajoute, selon le type de procédé utilisé, la production de granulés désinfectés et utilisables sans danger en agriculture. Les granulés peuvent aussi être utilisés comme combustibles dans l'industrie, ce qui ne nécessite pas de désinfection préalable. Par contre, les coûts

d'investissement et de fonctionnement (énergie notamment) ainsi que les compétences spécialisées requises sont importants, en particulier pour réparer le dispositif en cas de problème. Ces technologies sont aussi dépendantes de l'énergie extérieure.

### 5.5.5 Séchage solaire

Le séchage solaire est utilisé depuis le XIX<sup>e</sup> siècle en Europe et aux États-Unis pour le séchage des boues d'épuration (Hill et Bux, 2011). La technologie est souvent mise en œuvre à travers des serres aux cloisons transparentes, qui recouvrent des bassins en béton. Les boues sont épanchées dans ces bassins pour un séchage de 10 à 20 jours. Les dispositifs peuvent être conçus pour une alimentation en boues en continu ou bien de manière séquencée. Ils comportent des équipements de contrôle des conditions dans les serres, comme par exemple la ventilation, le brassage d'air et la température. Les principales variables influençant l'évaporation sont le niveau de radiation solaire, la température de l'air et le niveau de ventilation. La concentration des boues entrantes et la qualité du brassage de l'air sont aussi des facteurs d'influence (Seginer et Bux, 2005). Dans les serres, les rayons à faible longueur d'onde, notamment les UV, sont bloqués par les parois, ce qui réduit l'élimination des germes pathogènes, en particulier les coliformes fécaux qui sont très sensibles aux UV (Shanahan *et al.*, 2010). Des siccités finales de 40 % (après 12 jours de séchage) à 90 % (après 20 jours) ont été rapportées, respectivement, par Shanahan *et al.* (2010) et par Hill et Bux (2011).

### Avantages et inconvénients du séchage solaire

Les principaux avantages de cette technologie sont le faible besoin en énergie, la relative simplicité de la technologie, les coûts d'investissement faibles et le fort potentiel de déshydratation. Les inconvénients sont le besoin en surface et l'emploi de moyens mécaniques pour retourner les boues et ventiler les serres. Bien que des essais soient aujourd'hui en cours, le niveau d'expérience actuel ne permet pas de recommander des règles pour la conception et l'exploitation-maintenance de cette technologie pour le séchage de boues de vidange, dans les contextes des pays à revenu faible ou intermédiaire.

## 5.6 CHOISIR UNE TECHNOLOGIE DE TRAITEMENT

Ce chapitre a présenté un panorama des technologies de traitement. Le choix du traitement ou de la filière de traitement (association de technologies) le plus adapté au contexte dépend de plusieurs facteurs et est, de surcroît, compliqué par le manque de retour d'expérience concernant l'exploitation-maintenance sur le long terme.

Un diagramme pour la sélection de la filière de traitement adaptée ainsi qu'un mémo pour la planification GBV de A à Z sont présentés au chapitre 17, pour appuyer le processus de décision. En complément, l'encadré 5.1 illustre une méthode de comparaison des coûts des technologies de traitement.

**Encadré 5.1 : Comparaison des coûts des technologies de traitement.**

Linda Strande

La partie du livre consacrée à la planification présente les étapes nécessaires au processus de décision, le chapitre 17 (Planification d'un système intégré de GBV) synthétisant ces étapes dans un diagramme pour la sélection de la filière de traitement (figure 17.10) ainsi que dans le mémo pour la planification GBV de A à Z (tableau 17.1). Les chapitres 12 et 13 présentent par ailleurs les différentes possibilités d'organisation et de fonctionnement au niveau financier.

La comparaison des coûts ne peut être effectuée qu'à partir d'une approche intégrée prenant en compte les paramètres relatifs à l'organisation et à la planification de la filière, qui eux-mêmes impactent les coûts. Ceux-ci doivent aussi être comparés en termes de cycle de vie, c'est-à-dire sur la durée de vie des ouvrages, en intégrant les dépenses de fonctionnement globaux (par exemple : transport, exploitation-maintenance, renforcement des capacités, développement institutionnel). « Qui paye et comment ? » sont des questions également essentielles : le meilleur choix n'est pas forcément le moins coûteux, mais il peut être celui qui donnera le plus de garanties au niveau des ménages, de la couverture du service de vidange et du niveau de recouvrement des charges (voir paragraphe 17.4). Le succès d'une stratégie GBV dépend aussi de la capacité des parties prenantes à mettre en œuvre concrètement les mécanismes financiers prévus et à exploiter correctement la station de traitement.

L'évaluation des coûts des technologies GBV est actuellement pénalisée par le manque de données à grande échelle sur le long terme, ce qui implique, en attendant des prochains retours d'expérience, de travailler sur des estimations réalistes. La diversité des coûts d'un contexte à un autre est également un élément à prendre en compte.

L'évaluation du coût d'une installation sur toute sa durée de vie utilise la notion d'annualisation, qui peut être traduite à travers les deux expressions suivantes :

1. La valeur actuelle nette (VAN), qui convertit le montant des coûts d'investissement et des coûts de fonctionnement sur toute la durée de vie de l'ouvrage en une valeur actualisée unique, qui correspond au montant total nécessaire au départ pour couvrir l'ensemble des dépenses futures liées à l'infrastructure. Plus cette valeur est grande, plus la technologie est coûteuse. Cette valeur est intéressante pour comparer des infrastructures avec des durées de vie équivalentes.
2. Le coût équivalent annuel (CEA), qui convertit le montant des coûts d'investissement et des coûts de fonctionnement sur toute la durée de vie de l'ouvrage en une annuité équivalente, c'est-à-dire en un montant annuel équivalent. La CEA et la VAN sont les expressions de la même réalité (et peuvent être convertis l'un en l'autre), le CEA permettant cependant une comparaison plus simple des infrastructures présentant des durées vie différentes. Le coût annuel total ( $CA_o$ ) est calculé en ajoutant au coût de fonctionnement annuel l'annuité correspondant à l'investissement initial, qui est obtenue à partir de l'équation 5.3 en tenant compte du taux d'intérêt :

$$\text{Équation 5.3 : } CA_o = -I_o \left[ \frac{(1+i)^{n_o} \times i}{(1+i)^{n_o} - 1} \right] - F_o$$

Où :

$CA_o$  = montant de l'annuité équivalente d'une infrastructure (USD/habitant/an).

$I_o$  = coût d'investissement initial (USD/habitant).

$n_o$  = durée de vie de l'infrastructure (années).

$i$  = taux d'intérêt réel.

$F_o$  = coût de fonctionnement annuel de l'infrastructure (USD/habitant/an).

L'assiette de la comparaison est aussi une question importante, les coûts d'un traitement pouvant être ramenés par exemple aux coûts par tonne de matières solides traitées ou aux coûts par usager du service GBV. Un exemple en est donné par Steiner *et al.* (2002) dans le cadre d'une expérimentation sur les lits plantés, menée en Thaïlande par Kooattatep *et al.* (2001) et Surinkul (2002). Les coûts annualisés, construction et entretien pendant la phase pilote comprises, étaient estimés à 1 500 USD/an, ce qui peut être traduit par 0,95 USD par habitant desservi ou 186 USD par tonne de matière solide traitée. Les coûts de fonctionnement à plus long terme (par exemple faucardage des plantes, curage des boues) n'avaient pas été considérés dans cette analyse, mais pourraient être ajoutés de manière estimative. Cette estimation ne concernait toutefois que l'étape de traitement de la filière GBV, donc sans prise en compte des autres éléments du système (dispositif d'assainissement au niveau domestique, service de vidange et évacuation des boues, ou encore valorisation des produits après traitement).

Une évaluation plus complète de la filière GBV a été réalisée par Dodane *et al.* (2012), qui la compare avec le coût du système d'assainissement égouts-station (comparaison résumée dans le tableau 5.2). Cette analyse a été conduite en parallèle sur les deux systèmes d'assainissement en place à Dakar, en considérant les filières dans leur globalité et en distinguant les entités qui payent et pour quel service (par exemple, le ménage, le gouvernement, le secteur privé).

Tableau 5.2 : Comparaison financière entre les systèmes d'assainissement, GBV et égouts-station, qui existent en parallèle à Dakar, Sénégal (Dodane *et al.*, 2012).

COÛTS D'INVESTISSEMENT ANNUALISÉS (PAR HABITANT ET PAR AN)									
	SYSTÈME ÉGOUTS-STATION				GESTION DES BOUES DE VIDANGE (GBV)				
	MÉNAGE	ONAS	RÉUTILISATEUR	TOTAL	MÉNAGE	C&T	ONAS	RÉUTILISATEUR	TOTAL
Connexion du ménage <sup>1</sup>	0,00	-4,98	0,00		-2,74	0,00	0,00	0,00	
Collecte et transport <sup>2</sup>	0,00	-30,20	0,00		0,00	-0,28	0,00	0,00	
Traitement <sup>3</sup>	0,00	-7,49	0,00		0,00	0,00	-1,03	0,00	
<b>Total</b>	<b>0,00</b>	<b>-42,66</b>	<b>0,00</b>	<b>-42,66</b>	<b>-2,74</b>	<b>-0,28</b>	<b>-1,03</b>	<b>0,00</b>	<b>-4,04</b>
COÛTS DE FONCTIONNEMENT ANNUELS (PAR HABITANT ET PAR AN)									
	SYSTÈME ÉGOUTS-STATION				GESTION DES BOUES DE VIDANGE (GBV)				
	MÉNAGE	ONAS	RÉUTILISATEUR	TOTAL	MÉNAGE	C&T	ONAS	RÉUTILISATEUR	TOTAL
Collecte et transport <sup>4</sup>	0,00	-6,64	0,00		-5,00	0,26	0,00	0,00	
Redevance assainissement <sup>5</sup>	-2,00	2,00	0,00		-2,00	0,00	0,00	0,00	
Traitement <sup>6</sup>	0,00	-6,46	0,00		0,00	0,00	-0,84	0,00	
Valorisation <sup>6</sup>	0,00	1,13	-0,01		0,00	0,00	0,01	-0,01	
<b>Total</b>	<b>-2,00</b>	<b>-9,97</b>	<b>-0,01</b>	<b>-11,98</b>	<b>-7,00</b>	<b>0,26</b>	<b>-0,83</b>	<b>-0,01</b>	<b>-7,58</b>
COÛTS ANNUALISÉS COMBINÉS (PAR HABITANT ET PAR AN)									
<b>Total</b>	<b>-2,00</b>	<b>-52,63</b>	<b>-0,01</b>	<b>-54,64</b>	<b>-9,74</b>	<b>-0,02</b>	<b>-1,86</b>	<b>-0,01</b>	<b>-11,63</b>



<sup>1</sup> Connexion du ménage (investissement) = branchement à l'égout ou à une fosse septique.

<sup>2</sup> Collecte et transport (investissement) = égouts et stations de pompage ou camions de vidange.

<sup>3</sup> Traitement (investissement et fonctionnement) = station de traitement des eaux usées ou des boues de vidange.

<sup>4</sup> Collecte et transport (fonctionnement) = égouts, stations de pompage, frais de la vidange, transport des boues.

<sup>5</sup> Redevance assainissement (fonctionnement) = redevance payée par tous les habitants sur la base de leur consommation en eau potable.

<sup>6</sup> Valorisation des produits finaux (fonctionnement) = biogaz, eau, biosolides.

ONAS : Office national de l'assainissement du Sénégal.

C&T : Collecte et transport.

Le niveau de centralisation ou de décentralisation des filières est aussi à prendre en compte dans la comparaison des coûts. Les technologies GBV présentent un moindre degré de centralisation que les systèmes égouts-station. Elles offrent donc plus de flexibilité dans le développement urbain à long terme, car elles peuvent être réalisées de manière modulaire (Maurer, 2009). Au niveau du traitement, les économies d'échelle pour les grandes stations de traitement des boues de vidange permettent une réduction importante des coûts d'investissement et de fonctionnement. Par contre, si l'on considère l'ensemble de la filière d'assainissement, transport des boues inclus, les coûts de revient globaux peuvent s'avérer plus intéressants avec de petites stations, les distances de transport ayant un impact significatif. Ceci illustre l'importance de considérer l'ensemble de la filière dans la prise de décision. La corrélation entre le niveau de couverture d'une filière et son coût n'est pas linéaire, ce qui permet de rechercher le niveau de couverture correspondant à une rentabilité optimale. Par exemple, au Japon, pour des volumes supérieurs à 100 m<sup>3</sup> par jour, un traitement des eaux usées décentralisé avec réutilisation des eaux traitées est plus abordable qu'un système conventionnel centralisé (Gaulke, 2006). Ces paramètres sont très liés au contexte local et donc spécifiques à chaque ville (voir aussi le paragraphe 14.4).

## 5.7 CONCLUSION

Ce chapitre a présenté le panorama des technologies pour le traitement des boues de vidange, qu'elles soient bien établies ou en cours de développement. Il est important de retenir que le choix du traitement doit être réalisé en fonction des objectifs de traitement et que différentes technologies peuvent être associées. Les critères de décision sont nombreux : utilisation finale, objectifs de traitement, avantages et inconvénients, coûts comparés. Certains aspects sont traités plus en détail dans les parties Organisation et Planification de ce livre.

## 5.8 BIBLIOGRAPHIE

- Allievi L., Colombi A., Calcaterra E., Ferrari A. (1994). *Inactivation of Faecal Bacteria in Sewage Sludge by Alkaline Treatment*. *Bioresource Technology* 49 (1), p. 25-30.
- Arthur R., Hammond A.B. (2010). *Potential Biogas Production from Sewage Sludge: A Case Study of the Sewage Treatment Plant at Kwame Nkarumah University of Science and Technology, Ghana*. *International Journal of Energy and Environment* 1 (6), p. 1009-1016.
- Biosolids Technology Factsheet. *Factsheet on the Use of Composting for Biosolids Management Produced by US EPA*. Available from <http://water.epa.gov>.
- Cofie O., Koné D. (2009). *Co-composting of Faecal Sludge and Organic Solid Waste Kumasi, Ghana – Case Study of Sustainable Sanitation Projects*. Sustainable Sanitation Alliance (SuSanA).
- Cofie O., Agbottah S., Strauss M., Esseku H., Montangero A., Awuah E., Koné 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.
- Cooperband L. (2002). *The Art and Science of Composting – A Resource for Farmers and Compost Producers*. University of Wisconsin-Madison, Centre for Integrated Agricultural Systems.
- Daisy A., Kamaraj S. (2011). *The Impact and Treatment of Night Soil in Anaerobic Digester: A Review*. *Journal of Microbial & Biochemical Technology*. 3 (3), p. 43-50.
- Diener S., Zurbrügg C., Tockner K. (2009). *Conversion of Organic Material by Black Soldier Fly Larvae: Establishing Optimal Feeding Rates*. *Waste Management & Research*, 27 (6), p. 603-610.
- Diener S., Zurbrügg C., Gutierrez F.R., Nguyen D.H., Morel A., Koottatep T., Tockner K. (2011). *Black Soldier Fly Larvae for Organic Waste Treatment - Prospects and Constraints*. Proceedings of the 2nd International Conference on Solid Waste Management in the Developing Countries 13-15 February 2011, Khulna, Bangladesh.
- Dodane P.-H., Mbéguéré M., Ousmane S., Strande L. (2012). *Capital and Operating Costs of Full-Scale Faecal Sludge Management and Wastewater Treatment Systems in Dakar, Senegal*. *Environmental Science & Technology* 46 (7), p. 3705-3711.
- Eawag et IWMI (2003). *Co-composting of Faecal Sludge and Municipal Organic Waste – A Literature and State-of-Knowledge Review*. Disponible sur [www.sandec.ch](http://www.sandec.ch).
- Eawag, Stauffer B., Spuhler D. (2010). *Imhoff Tank*. In: Conradin, K., Kropac, M., Spuhler, D. (Eds.) (2010): *The SSWM Toolbox*. Basel: seecon international gmbh.
- Fernández R.G., Ingallinella A.M., Sanguinetti G.S., Ballan G.E., Bortolotti V., Montangero A., Strauss M. (2004). *Septage Treatment Using Waste Stabilization Ponds*. Proceedings, 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and 6th International IWA Specialist Group Conference.
- Fidjeland J., Magri M.E., Jönsson H., Albiñ A., Vinnerås B. (2013). *The Potential for Self-sanitisation of Faecal Sludge by Intrinsic Ammonia*. *Water Research* 47 (16), p. 6014-6023.
- Gaulke L.S. (2006). *Johkasou. On-site Wastewater Treatment and Reuses in Japan*. Proceedings of the Institute of Civil Engineers. *Water Management* 159 (2), p. 103-109.
- Hall J. (1999). *Ecological and Economical Balance for Sludge Management Options*. In: Langenkamp, H and Marmo L (eds) *Workshop on Problems around Sludge*, Stresa, Italy, 18-19 November 1999, p. 155-172.
- Heinss U., Larmie S.A., Strauss, M. (1998). *Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics 05/98*. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (Eawag), Department for Sanitation, Water and Solid Waste for Development (Sandec), Dübendorf, Switzerland.
- Hill P.E., Bux M. (2011). *Harnessing Solar Energy for Biosolids Management: a Green Approach to Drying*. Résumé disponible sur <http://info.ncsafewater.org>.

- Ingallinella, A.M., Sanguinetti, G.S, Fernández, R.G., Strauss, M., Montangero, A. (2002). *Cotreatment of Sewage and Septage in Waste Stabilization Ponds*. *Water Science and Technology* 45 (1), p. 9-15.
- Jenkins M.B., Bowman D.D., Ghiorse W.C. (1998). *Inactivation of Cryptosporidium Parvum Oocysts by Ammonia*. *Applied Environmental Microbiology* 64 (2), p. 784-788.
- Klingel F., Montangero A., Koné D., Strauss M. (2002). *Fecal Sludge Management in Developing Countries*. A planning manual. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (Eawag), Department for Sanitation, Water and Solid Waste for Development (Sandec), Dübendorf, Switzerland.
- Koné D., Cofie O., Zurbrügg C., Gallizzi K., Moser D., Drescher S., Strauss M. (2007). *Helminth Eggs Inactivation Efficiency by Faecal Sludge Dewatering and co-composting in Tropical Climates*. *Water Research* 41 (19), p. 4397-4402.
- Koottatep T., Polprasert C., Oanh N.T.K., Heinss U., Montangero A., Strauss M. (2001). *Septage Dewatering in Vertical-flow Constructed Wetlands Located in the Tropics*.
- Koottatep T., Surinkul N., Polprasert C., Kamal A.S.M., Koné D., Montangero A., Heinss U., Strauss M. (2004). *Treatment of Septage in Constructed Wetlands in Tropical Climate – Lessons Learnt after Seven Years of Operation*. *Water Science and Technology* 51 (9), p.119-126.
- Kurup B., Kurup R., Mathew K., Ho G. (2002). *Co-treatment of Septage in a Municipal Sewage Treatment Pond System*. *Water Science & Technology*, 46 (9), p. 315-321.
- Lowe P. (2007). *Developments in the Thermal Drying of Sewage Sludge*. *Water and Environment Journal* 9 (3), p. 306-316.
- Mara D.D. (2004). *Domestic Wastewater Treatment in Developing Countries*. London: Earthscan Publications.
- Mara D.D., Alabaster G.P., Pearson H.W., Mills S.W. (1992). *Waste Stabilization Ponds: A Design Manual for Eastern Africa*. Lagoon Technology International. Leeds, England.
- Maurer M. (2009). *Specific Net Present Value: An Improved Method for Assessing Modularization Costs in Water Services with Growing Demand*. *Water Research* 43 (8), p. 2121-2130.
- Mendez J.M., Jimenez B.E., Barrios J.A. (2002). *Improved Alkaline Stabilization of Municipal Wastewater Sludge*. *Water Science and Technology* 46, p. 139-146.
- Metcalf et Eddy (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th ed. McGraw Hill, New York.
- Murray Muspratt A., Nakato T., Niwagaba C., Dione H., Baawuah N., Kang J., Stupin L., Regulinski J., Mbégué 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.
- Nikiema J., Cofie O., Impraim R., Adamtey N. (2013). *Processing of Fecal Sludge to Fertilizer Pellets Using a LowCost Technology in Ghana*. *Environment and Pollution* 2 (4), p. 70-87.
- Papadopoulos F., Papadopoulos A., Parisopoulos G., Sdragas G., Metaxa I. (2007). *The Treatment of Septage Using Stabilization Ponds*. *Fresenius Environmental Bulletin* 16 (4), p. 385-392.
- Park G. W. et Diez-Gonzalez F. (2003). *Utilization of Carbonate and Ammonia-Based Treatments to Eliminate Escherichia Coli O157:H7 and Salmonella DT104 from Cattle Manure*. *Journal of Applied Microbiology* 94 (4), p. 675-685.
- Pescon B.M., Nelson K.L. (2005). *Inactivation of Ascaris Suum Eggs by Ammonia*. *Environmental Science and Technology* 39, p. 7909-7914.
- Qing L., Longyu Z., Hao C., Garza E., Ziniu Y., Shengde Z. (2011). *From Organic Waste to Biodiesel: Black Soldier Fly, Hermetia Illucens, Makes It Feasible*. *Fuel* 90, p. 1545-1548.
- Robbins D. (2009). *Septage Treatment – Lime Stabilisation*. <http://forum.susana.org/component/kunena/277-fsm-planning-tools-toolboxes-and-guidelines/15064-implementers-guide-to-lime-stabilization-for-septage-management-in-the-philippines#15064>.
- Rodríguez-Canchéa L.G., Cardoso Vigueros L., Maldonado-Montiel T., Martínez-Sanmiguel M. (2010). *Pathogen Reduction in Septic Tank Sludge Through Vermicomposting Using Eisenia Fetida*. *Biore-source Technology* 101 (10), p. 3548-3553.

- Rouse J., Rothenberger S., Zurbruegg C. (2008). *Marketing Compost. A Guide for Compost Producers in Low and Middle-Income Countries*. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (Eawag), Department for Sanitation, Water and Solid Waste for Development (Sandec), Dübendorf, Switzerland.
- Seginer I., Bux M. (2005). *Prediction of Evaporation Rate in a Solar Dryer for Sewage Sludge*. International Commission of Agricultural Engineering (CIGR, Commission Internationale du Genie Rural), E-Journal Volume 7.
- Shanahan E.F., Roiko A., Tindale N.W., Thomas M.P., Walpole R., Ipek Kurtböke D. (2010). *Evaluation of Pathogen Removal in a Solar Sludge Drying Facility Using Microbial Indicators*. International Journal of Environmental Research and Public Health 7 (2), p. 565-582.
- Sheppard D.C., Newton G.L., Thompson S.A., Savage S.E. (1994). *A Value Added Manure Management System Using the Black Soldier fly*. Bioresource Technology 50, p. 275-279
- Song Z., Qin J., Yang G., Feng Y., Ren G. (2012). *Effect of Human Excreta Mixture on Biogas Production*. Advanced Materials Research 347, p. 2570-2575.
- Steiner M., Montangero A., Koné D., Strauss M. (2002). *Estimation of Collection, Haulage, Treatment and Disposal/ Reuse Cost*. 1st Edition, October 2002. Sandec report, disponible sur [www.sandec.ch](http://www.sandec.ch).
- Still D., Louton B., Bakare B., Taylor C., Foxon K., Lorentz S. (2012). *Investigating the Potential of Deep Row Entrenchment of Pit Latrine and Waste Water Sludges for Forestry and Land Rehabilitation Purposes* - WRC Project No. K5/1829. Water Research Commission (WRC), South Africa.
- Strauss M., Drescher S., Zurbruegg C., Montangero A., Cofie O., Drechsel P. (2003). *Co-composting of Faecal Sludge and Municipal Organic Waste - A Literature and State-of-Knowledge Review*. Disponible sur [www.sandec.ch](http://www.sandec.ch).
- Strauss M., Larmie S.A., Heinss U., Montangero A. (2000). *Treating Faecal Sludges in Ponds*. Disponible sur [www.sandec.ch](http://www.sandec.ch).
- Tilley E., Ulrich L. Lüthi, C., Reymond P., Schertenleib R., Zurbrügg C. (2014). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. 2nd Revised Edition. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag). Dübendorf, Switzerland.  
Édition française (2016) disponible sur [www.sandec.ch/compendium\\_fr](http://www.sandec.ch/compendium_fr).
- Turovskiy I. et Mathai P.K. (2006). *Wastewater Sludge Processing*. John Wiley and Sons, New Jersey.
- WSP (Editor) (2007). *Philippines Sanitation Source Book and Decision Aid*. Washington: Water and Sanitation Program.
- Zhao L., Wang Y. Yang J., Xing M., Li X., Yi D., Deng D. (2010). *Earthworm-microorganism Interactions: A Strategy to Stabilize Domestic Wastewater Sludge*. Water Research 44 (8), p. 2572-2582.