

## CHAPITRE IX

# COTRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE DANS LES STATIONS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES

*Carlos M. Lopez-Vazquez, Bipin Dangol, Christine M. Hooijmans et Damir Brdjanovic*

## Objectifs pédagogiques

- Comprendre la biodégradabilité et le fractionnement de la matière organique et des composés azotés des boues de vidange.
- Comprendre les principes, les points clés et les impacts potentiels du cotraitement des boues de vidange dans les procédés de traitement des eaux usées.
- Déterminer les volumes de boues de vidange qui peuvent être cotraités avec efficacité dans les stations de traitement des eaux usées.
- Comprendre les conséquences négatives possibles du cotraitement des boues de vidange dans les procédés de traitement des eaux usées.

## 9.1 INTRODUCTION

Utiliser des dispositifs d'assainissement à la parcelle peut être une solution durable et efficace dès lors que les boues de vidange issues de ces dispositifs sont collectées, transportées, traitées et réutilisées sans danger ou mises en dépôt. Une possibilité de traitement des boues de vidange est leur cotraitement au sein des procédés de traitement des eaux usées (aussi appelés « stations d'épuration » ou « STEP »). On peut cependant observer que la plupart des stations de traitement des eaux usées dans les pays à revenu faible dysfonctionnent et que les expériences de cotraitement avec des boues de vidange se sont soldées par des échecs. L'objectif de ce chapitre est d'illustrer, par la modélisation des procédés de traitement, comment ces échecs se sont produits et de mettre en lumière les principales difficultés du cotraitement à éviter. Le chapitre s'intéresse tout d'abord aux boues activées, puis aux procédés anaérobies comme les biofiltres anaérobies (UASB), les digesteurs et les lagunages. Le cotraitement en lagunage est également traité au chapitre 5.

Ce chapitre permet d'affirmer que le cotraitement des boues de vidange avec les eaux usées n'est en général pas recommandé dans les pays à revenu faible. Si une synergie entre les eaux usées et les boues de vidange doit être trouvée, la cogestion des boues de vidange et des boues d'épuration (c'est-à-dire des biosolides) constituerait une meilleure alternative. Plusieurs modes de réutilisation et de valorisation présentés au chapitre 10 peuvent alors être utilisés, avec l'avantage de pouvoir contribuer à des recettes plus grandes via la valorisation. L'intérêt des outils fournis dans ce chapitre réside dans l'évaluation des stations d'épuration existantes et en fonctionnement ainsi que dans la conception des futures stations d'épuration.

Le déversement sans contrôle de boues de vidange dans les égouts doit être soigneusement réglementé et interdit. La concentration en matières sèches considérablement plus élevée dans les boues de vidange (chapitre 2) peut entraîner des problèmes fonctionnels importants, notamment le blocage des canalisations d'égout dû à l'accumulation de ces matières. Les diamètres et les pentes des canalisations d'égouts sont en effet conçus pour le transport d'eaux usées municipales présentant typiquement des concentrations de 250 à 600 mg de MS/L (Henze et Comeau, 2008), mais pas pour les concentrations de 12 000 à 52 500 mg de MS/L des boues de vidange (tableau 2.3). La première étape dans la conception d'un système de cotraitement consiste donc à déterminer la façon dont les boues de vidange seront acheminées vers l'installation de traitement et déversées dans l'effluent entrant.

En général, les STEP ne sont pas conçues pour accepter des boues de vidange, et l'on observe des dysfonctionnements et des pannes quand elles sont introduites. Les problèmes habituels du cotraitement des boues de vidange dans les STEP vont de la détérioration de la qualité des effluents traités à la surcharge des bassins et à l'insuffisance de l'aération (Andreadakis, 1992 ; Al-Sa'ed et Hithnawi, 2006 ; Heinss et Strauss, 1999 ; Strauss *et al.*, 2000 ; Chaggu, 2004 ; Harrison et Mofe, 2003 ; Lopez-Vazquez, 2008 ; Lake, 2010 ; Lake *et al.*, 2011 ; Wilson et Harrison, 2012 ; Still et Foxon, 2012).

Malgré les problèmes possibles, certaines recommandations mentionnent la possibilité de traiter de faibles volumes de boues de vidange dans les stations d'épuration municipales (ATV, 1985 ; USEPA, 1984 et 1994). USEPA (1994) indique qu'il est possible d'admettre jusqu'à 3,6 % de la capacité nominale d'une station en boues de vidange (issues de fosses septiques). Ces recommandations reposent néanmoins principalement sur la demande biochimique en oxygène ( $DBO_5$ ) qui ne tient pas compte des matières organiques et inorganiques totales présentes dans les boues de vidange. Elle ne fournit pas non plus suffisamment d'informations sur les différentes fractions biodégradables (Henze et Comeau, 2008). La demande chimique en oxygène (DCO) est par contre plus intéressante, car elle permet d'appréhender les fractions organiques utiles pour la conception et d'évaluer les performances des procédés biologiques de traitement des eaux usées.

Ce chapitre présente l'impact du cotraitement des boues de vidange dans les STEP municipales, sur la base des concentrations moyennes des boues de vidange et de leur fractionnement en DCO et en azote total. Cette approche est recommandée pour évaluer la faisabilité d'un cotraitement sans qu'il ne provoque de dysfonctionnement du procédé ni de détérioration.

## 9.2 BIODÉGRADABILITÉ ET FRACTIONNEMENT DES BOUES DE VIDANGE

### 9.2.1 Ratios de caractérisation

La caractérisation des boues de vidange en vue de leur cotraitement passe par les paramètres classiques comme la DCO, la  $DBO_5$  et les MS. Les rapports entre ces paramètres fournissent également des informations utiles. Ils sont présentés pour les boues issues de toilettes publiques et de fosses septiques au tableau 9.1.

Tableau 9.1 : Ratios de caractérisation des boues de vidange issues de toilettes publiques et de fosses septiques en vue de l'évaluation de leur biodégradabilité pour le traitement (calculs sur la base du tableau 2.3 et de Henze et Comeau, 2008).

RATIOS (g/g)	TOILETTES PUBLIQUES	FOSSES SEPTIQUES	EAUX USÉES MUNICIPALES MOYENNEMENT CONCENTRÉES
MV/MS	0,65 à 0,68	0,50 à 0,73	0,6 à 0,8
DCO/DBO <sub>5</sub>	5	1,43 à 3	2 à 2,5
DCO/NTK	0,1	1,2 à 7,8	8 à 12
DBO <sub>5</sub> /NTK	2,2	0,84 à 2,6	4 à 6
DCO/PT	109	8 à 52	35 à 45
DBO <sub>5</sub> /PT	17	5,6 à 17,3	15 à 20

Les gammes de valeurs indiquées au tableau 9.1 sont assez larges, elles ne fournissent donc qu'une estimation approximative de la biodégradabilité potentielle des boues. Les ratios doivent aussi être utilisés avec prudence. Ils suggèrent que les boues de vidange seraient moins facilement biodégradables que les eaux usées. Le rapport relativement bas MV/MS indique un contenu inorganique à hauteur de 23 à 50 %. Le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> de 5 pour les boues issues de toilettes publiques signifie que les matières organiques sont en faible quantité ou se dégraderont lentement. En revanche, le rapport DCO/DBO<sub>5</sub> de 1,43 à 3 des boues issues de fosses septiques indique une biodégradabilité plus importante. Ce n'est probablement pas le cas, car les boues des fosses septiques présentent généralement un temps de stockage beaucoup plus long que les boues de toilettes publiques (plusieurs années contre quelques jours), avec une stabilisation significative. Il est donc nécessaire d'utiliser une méthode plus fiable et plus instructive pour déterminer la biodégradabilité des boues de vidange.

Les rapports entre contenu organique et azote montrent que les matières organiques ne sont pas présentes en quantité suffisante pour éliminer l'azote par dénitrification. Ils sont en effet très inférieurs aux ratios les plus faibles rapportés pour l'élimination de l'azote (Henze et Comeau, 2008). Le cotraitement des boues de vidange avec les eaux usées ne peut être envisagé avec un objectif d'abattement de l'azote qu'avec des eaux usées présentant des rapports élevés DCO/NTK et DBO<sub>5</sub>/NTK (de, respectivement, 12 à 16 et 6 à 8). En revanche, les rapports DCO/PT et DBO<sub>5</sub>/PT sont relativement élevés dans les boues de vidange, ce qui suggère qu'il pourrait y avoir suffisamment de matière organique pour l'élimination biologique du phosphore.

### 9.2.2 Biodégradabilité et fractionnement

Le fractionnement est une répartition de la matière organique dans différentes catégories, sur la base de sa biodégradabilité et de ses propriétés physico-chimiques. La (bio)dégradabilité est le plus souvent mesurée par la DBO<sub>5</sub>, méthode qui présente des limites, notamment l'impossibilité de prendre en compte toutes les matières organiques, puisque les fractions non-biodégradables ne sont pas prises en compte par cette technique analytique, comme l'ont souligné Roeleveld et van Loosdrecht (2002) et Henze et Comeau (2008).

L'utilisation de la DCO est donc préférée pour rendre compte de la matière organique dans la conception, le contrôle, le suivi et la modélisation mathématique des processus de traitement des eaux usées. Les avantages de la DCO sur la DBO<sub>5</sub> sont notamment : (i) la rapidité d'analyse

(quelques heures contre 5 jours), (ii) l'utilité et le détail de l'information, qui inclut toutes les formes organiques dégradables et non-dégradables, et (iii) la possibilité d'effectuer un bilan des matières organiques (sur une base DCO). Deux méthodes de détermination analytique de la DCO existent. On préférera la méthode avec le dichromate, car la méthode avec le permanganate n'oxyde pas complètement certains composés organiques (Henze et Comeau, 2008).

La fraction biodégradable peut être divisée en deux groupes : les composés facilement biodégradables et les composés lentement biodégradables. On considère que les matières organiques facilement biodégradables sont des molécules relativement petites qui peuvent se dissoudre dans l'eau et être rapidement consommées (comme par exemple les acides gras volatiles et les hydrates de carbone à faible poids moléculaire). Les matières organiques lentement biodégradables correspondent à des composés plus complexes qui nécessitent une rupture extracellulaire préalablement à leur absorption et à leur utilisation par les microorganismes (Dold *et al.*, 1980). On considère que ce sont des composés colloïdaux et particulaires qui peuvent également être extraits par les voies physico-chimiques (comme par exemple la floculation-coagulation et la décantation).

Les fractions non-biodégradables (aussi appelées « inertes ») ne sont pas dégradées ou bien sont dégradées trop lentement pour subir une transformation au cours de leur transit dans les égouts et dans les STEP. Elles aussi peuvent être classées en groupes organiques solubles, d'une part, et particulaires, d'autre part. On considère que les matières particulaires peuvent être extraites par séparation physique (comme par exemple la décantation), mais les matières organiques solubles non-biodégradables ne peuvent être traitées ni par les voies biologiques ni par les voies physico-chimiques. Ces matières organiques solubles non-biodégradables traversent donc les stations d'épuration avec les mêmes concentrations à l'entrée et à la sortie (Ekama, 2008). Les matières organiques non-biodégradables solubles ont un impact important sur la qualité des effluents sortant des stations d'épuration. Les matières organiques non-biodégradables particulaires impactent quant à elles la production de boues et l'accumulation de solides.

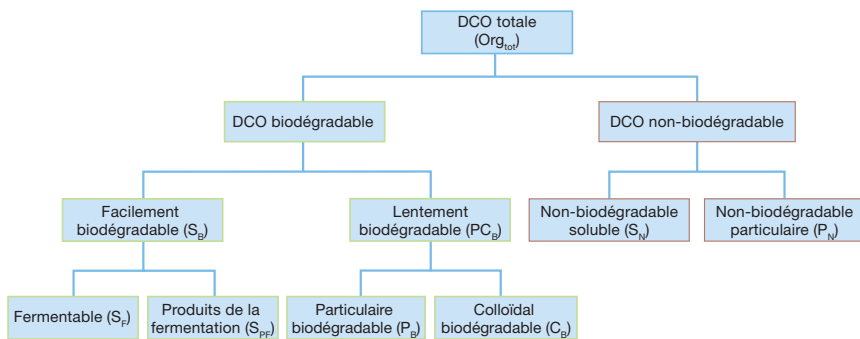


Figure 9.1 : Diagramme de fractionnement de la matière organique (DCO) (adapté de Melcer, 2003, et Corominas *et al.*, 2010).

Il est important de souligner que les composés organiques contiennent des éléments carbonés, azotés et phosphorés différents. Il est préférable de déterminer et d'exprimer les éléments carbonés en termes de DCO (compte tenu des avantages de cette technique analytique par rapport

aux autres). La figure 9.1 illustre les différentes fractions de DCO des composés organiques, ainsi que les abréviations adoptées pour les différentes fractions (Corominas *et al.*, 2010) :

P	=	particulaire.
S	=	soluble.
C	=	colloïdale.
B	=	biodégradable.
N	=	non-biodégradable.
F	=	fermentable.
PF	=	produits de la fermentation.

Les concentrations en matières organiques totales contenues dans les eaux usées sont égales à la somme des différentes fractions des DCO biodégradables et non-biodégradables. C'est ce qu'indique l'équation 9.1 :

$$\text{Équation 9.1: } \mathit{Org}_{\text{tot}} = \mathit{S}_F + \mathit{S}_{PF} + \mathit{P}_B + \mathit{C}_B + \mathit{S}_N + \mathit{P}_N \text{ (mg de DCO/L)}$$

L'azote organique représente le contenu en azote de différents éléments organiques. L'azote est aussi présent sous des formes non-organiques telles que l'ammoniacale, les nitrites et les nitrates. Les éléments azotés peuvent donc être classés de la manière suivante (figure 9.2) :

NT	=	azote total Kjeldahl (NTK).
$N_{\text{NOrg Tot}}$	=	azote inorganique total.
$N_{\text{Org Tot}}$	=	azote organique total.
$\text{NH}_x$	=	azote ammoniacal total (libre et dissous).
$\text{NO}_x$	=	nitrates + nitrites.
$N_{\text{Org B,Tot}}$	=	azote organique biodégradable total.
$N_{\text{Org NB,Tot}}$	=	azote organique non-biodégradable total.

L'azote organique peut être décomposé de la même manière que la DCO, car il constitue un élément particulier des mêmes groupes organiques. Les formes d'azote organique biodégradable peuvent donc être réparties en deux groupes : l'azote biodégradable particulaire ( $N_{\text{B,PC}}$ ), qui se dégrade plus lentement, et l'azote biodégradable soluble ( $N_{\text{B,S}}$ ), facilement biodégradable.

L'azote organiquement lié non-biodégradable est composé d'une fraction particulaire non-biodégradable et d'une fraction soluble non-biodégradable (respectivement  $N_{\text{N,P}}$  et  $N_{\text{N,S}}$ ). Ces groupes organiques n'étant ni dégradés ni affectés par le processus de traitement biologique, ils restent intacts et gardent leurs mêmes composition et caractéristiques en azote (en DCO et en phosphore également).  $N_{\text{N,P}}$  s'accumule donc dans le procédé de traitement pour s'ajouter à la masse de boues produites, alors que  $N_{\text{N,S}}$  traverse le procédé dans l'effluent car il ne décante pas et n'est pas non plus traité biologiquement. La DCO et l'azote organique non-biodégradable correspondent donc simplement à la DCO et à l'azote contenus dans la matière organique non-biodégradable.

NT peut donc être exprimé à travers l'équation 9.2 :

$$\text{Équation 9.2 : } \mathit{NT} = \mathit{NH}_{x,S} + \mathit{NO}_{x,S} + \mathit{N}_{\text{B,PC}} + \mathit{N}_{\text{B,S}} + \mathit{N}_{\text{N,P}} + \mathit{N}_{\text{N,S}} \text{ (mg de N/L)}$$

En plus des éléments organiques et azotés, les eaux usées contiennent également des matières en suspension (MES) dont une fraction est non-organique (MES-NO) (tableau 2.3). Les bactéries

sont capables d'utiliser ces MES-NO en faibles quantités, comme éléments traces ou micronutriments pour leur développement cellulaire (comme par exemple les éléments magnésium, potassium et calcium). Ils ne sont néanmoins pas considérés comme biodégradables. Les MES-NO ont donc tendance à être retenues au sein du procédé de traitement, proportionnellement au temps de séjour hydraulique (Ekama, 2008).

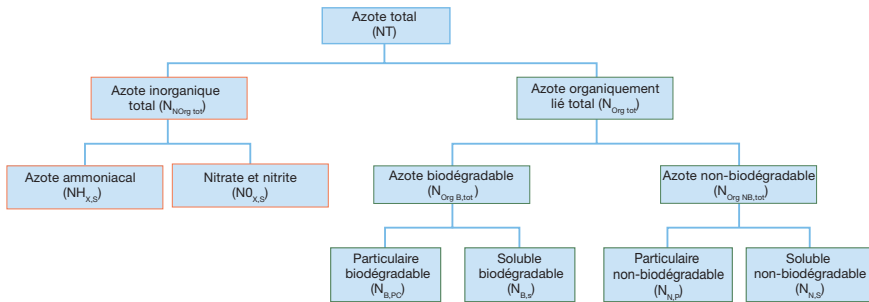


Figure 9.2 : Diagramme de fractionnement de l'azote (adapté de Melcer, 2003, et Corominas et al., 2010).

### 9.2.3 Niveau de concentration des boues de vidange

Les boues de vidange peuvent être classées comme très, moyennement ou peu concentrées, sur la base de leurs concentrations en DCO et en azote (NT) (Dangol, 2013 ; Hooijmans et al., 2013). Le tableau 9.2 indique les valeurs proposées par Dangol (2013) et Hooijmans et al. (2013) dans un objectif de modélisation, sur la base des valeurs rapportées dans la littérature (Koné et Strauss, 2004 ; Heinss et al., 1998 ; Elmitwalli et al., 2006 ; Luostarinen et al., 2007 ; Henze et Comeau, 2008 ; Halalsheh et al., 2011 ; Ingallinella et al., 2002).

Tableau 9.2 : Concentrations en DCO, NT et MS de boues de vidange fraîches et digérées, et niveau de concentration - élevé, moyen, faible (Dangol, 2013 ; Hooijmans et al., 2013).

TYPE DE BOUES	NIVEAU DE CONCENTRATION	DCO (mg/L)	NT (mg/L)	MS (mg/L)
Fraîches	Élevé	250 000	5 000	100 000
	Moyen	65 000	3 400	53 000
	Faible	10 000	2 000	7 000
Digérées	Élevé	90 000	1 500	45 000
	Moyen	45 000	400	25 000
	Faible	3 000	200	1 500

Le fractionnement des effluents entrant dans les STEP est apparu avec le début de la modélisation mathématique des filières de traitement à boues activées, avec des exemples que l'on peut facilement trouver dans la littérature (Ekama et al., 1986 ; Henze et al., 1987). À l'inverse, la littérature concernant le fractionnement des boues de vidange n'est pas très développée. Le tableau 9.3 en propose une synthèse. Il est intéressant de constater que deux groupes distincts apparaissent, indépendamment du niveau de concentration des boues de vidange : celles avec une part de matière organique biodégradable importante (jusqu'à 81 % de la DCO totale), l'autre avec une fraction organique biodégradable moindre (d'environ 43 %). Cette dernière est donc davantage digérée et contient environ 57 % de matière organique non-biodégradable.

Tableau 9.3 : Fractionnement de la DCO des boues de vidange.

ORIGINE	DCO TOTALE (mg/L)	PCB (LENTEMENT BIODÉGRADABLE)		PN (PARTICULAIRE NON-BIODÉGRADABLE)		PA (BACTÉRIES ACIDOGÉNIQUES)		S <sub>c</sub> (MATIÈRE ORGANIQUE FERMENTABLE)		S <sub>v</sub> (ACIDÉS GRAS VOLATILES)		SN (SOLUBLE NON-BIODÉGRADABLE)		SOMME DES FRACTIONS BIODÉGRADABLES		SOMME DES FRACTIONS NON-BIODÉGRADABLES		
		(mg de DCO/L)	Fraction	(mg de DCO/L)	Fraction	(mg de DCO/L)	Fraction	(mg de DCO/L)	Fraction	(mg de DCO/L)	Fraction	(mg de DCO/L)	Fraction	(mg de DCO/L)	Fraction	(mg de DCO/L)	Fraction	(mg de DCO/L)
<b>BOUES DE VIDANGE FRAÎCHES</b>																		
Toilettes à aspiration sous vide pour eaux noires <sup>1</sup>	10 000	6 940	0,69	1 110	0,11	480	0,05	240	0,02	940	0,09	290	0,03	0,81	0,19			
Toilettes à aspiration sous vide à séparation des fèces <sup>1</sup>	65 000	42 380	0,68	7 215	0,11	3 120	0,05	2 145	0,03	8 580	0,13	1 560	0,02	0,82	0,18			
Toilettes sèches <sup>1</sup>	45 000	31 230	0,69	4 990	0,11	2 160	0,05	1 080	0,02	4 230	0,09	1 310	0,03	0,81	0,19			
Toilettes sèches à séparation des urines <sup>1</sup>	20 000	130 400	0,65	22 200	0,11	9 600	0,05	6 600	0,03	26 400	0,13	4 800	0,02	0,82	0,18			
Sac filtrant <sup>1</sup>	250 000	163 000	0,65	27 750	0,11	12 000	0,05	8 250	0,03	33 000	0,13	6 000	0,02	0,82	0,18			
Toilettes à compostage avec addition de sciure <sup>2</sup>			0,80		0,20		-		-		-		-	0,80	0,20			
<b>Fractions moyennes</b>			<b>0,69</b>		<b>0,13</b>		<b>0,05</b>		<b>0,03</b>		<b>0,12</b>		<b>0,03</b>	<b>0,81 ± 0,01</b>	<b>0,19 ± 0,01</b>			
<b>BOUES DE VIDANGE DIGÉRÉES<sup>3</sup></b>																		
Boues de fosses septiques très concentrées <sup>4</sup>	90 000	34 118	0,38	53 882	0,60			1 176	0,01			824	0,01	0,39	0,61			
Boues de fosses septiques peu concentrées <sup>4</sup>	6 000	2 235	0,37	3 565	0,59			118	0,02			82	0,01	0,39	0,61			
Boues de fosses septiques <sup>5</sup>	2 186	568	0,26	1 218	0,56			262	0,12			138	0,06	0,38	0,62			
Boues de fosses septiques, hiver en Jordanie (18,4 °C) <sup>6</sup>	2 969	1 318	0,44	814	0,27			484	0,16			353	0,12	0,61	0,39			
Boues de fosses septiques, été en Jordanie (21,9 °C) <sup>6</sup>	6 425	615	0,10	2 254	0,35			1 949	0,30			1 607	0,25	0,40	0,60			
<b>Fractions moyennes</b>			<b>0,31</b>		<b>0,47</b>			<b>0,13</b>				<b>0,09</b>		<b>0,43 ± 0,10</b>	<b>0,57 ± 0,10</b>			

<sup>1</sup> Gaillard (2002) ; Elmitwalli et al. (2006) ; Luostarinen et al. (2007). <sup>2</sup> Lopez-Zavala et al. (2004). <sup>3</sup> Fractions de DCO biodégradable estimées selon la méthode STOWA (Roelvelid et van Loosdrecht, 2002). <sup>4</sup> Henze et al. (2002). <sup>5</sup> Lake (2010). <sup>6</sup> Halalshih et al. (2011).



Dans l'ensemble, la matière organique biodégradable dans les boues de vidange fraîches peut atteindre 82 % de la DCO totale (tableau 9.3). Les variations en proportion de matières organiques biodégradables peuvent s'expliquer par des temps de séjour différents dans les dispositifs d'assainissement à la parcelle. Les temps de séjour courts (par exemple de quelques jours dans les toilettes publiques) ne permettent pas une stabilisation significative, contrairement aux temps de séjour élevés (par exemple plusieurs années pour les fosses septiques). Elmitwalli *et al.* (2011), à travers leurs modélisations mathématiques, estiment que les fractions biodégradables dans les dispositifs d'assainissement à la parcelle diminuent de 0,81 à 0,25 en 90 jours, et les fractions non-biodégradables augmentent de 0,19 à 0,75. Ces résultats montrent l'importance de choisir le type de filière de traitement selon le type de boues : la production de biogaz par exemple conviendra mieux avec des boues vidangées fréquemment, ou directement avec une installation à la parcelle. Il est intéressant de constater que le fractionnement de la DCO ne varie pas de manière importante selon les niveaux de concentration et l'origine des boues, que ce soit pour les boues fraîches ou les boues digérées. Les données restent néanmoins limitées. D'autres études sont nécessaires pour pouvoir tirer des conclusions.

Le fractionnement de l'azote a été rapporté par une étude de Dangol (2013) synthétisée dans le tableau 9.4. L'approche suivie pour les boues de vidange fraîches et digérées est similaire à celle d'Ekama (2008) pour les eaux usées brutes et à celle de Lake (2010) pour les boues de fosses septiques.

Considérant que les dispositifs à la parcelle fonctionnent en partie comme des digesteurs anaérobies (Montangero et Belevi, 2007), la dégradation biologique des matières organiques produit des matières fermentables et des produits de fermentation (respectivement  $S_F$  et  $S_{PF}$ ). Elle entraîne la diffusion d'éléments azotés non-organiques (surtout  $NH_4^+$ , car le pH est habituellement dans une plage allant de 6 à 8) via l'hydrolyse de l'azote organique (Sötemann *et al.*, 2005). Les fractions d'azote organique biodégradable des boues de vidange peuvent donc être prises en compte et ajoutées à l'azote ammoniacal car elles sont potentiellement (et rapidement) hydrolysées. Ce raisonnement est basé sur les temps de séjour longs et les concentrations en biomasse et en matières sèches élevées dans les dispositifs à la parcelle relevées par Dangol (2013).

Tableau 9.4 : Fractionnement de l'azote pour les boues de vidange digérées (fosses septiques) et fraîches (Dangol, 2013).

FRACTION	ABRÉVIATION	VALEUR	
		Boues de vidange digérées	Boues de vidange fraîches
Azote ammoniacal total	$NH_{x,S}$	0,20	0,46
Biodégradable soluble	$N_{B,S}$	-	-
Biodégradable particulaire	$N_{B,PC}$	-	-
Azote organique non-biodégradable particulaire	$N_{N,P}$	0,05	0,01
Azote organique non-biodégradable soluble	$N_{N,S}$	0,75	0,53
Azote total	NT	1	1



## 9.3 COTRAITEMENT DANS LES STATIONS D'ÉPURATION À BOUES ACTIVÉES

### 9.3.1 Impact sur la performance de traitement et la qualité de l'effluent

Le cotraitement des boues de vidange dans les STEP à boues activées entraîne une augmentation des concentrations en DCO et en NT, dans le réacteur comme dans l'effluent, de manière proportionnelle à leur concentration et à leur volume. La qualité de l'effluent sortant sera, de plus, réduite par les fractions solubles non-biodégradables en DCO et en NT des boues de vidange, qui ne peuvent pas être retenues, que ce soit par voie physico-chimique ou biologique.

Pour rester conforme aux exigences de qualité, les volumes de boues de vidange très et moyennement concentrées devront donc être limités. Ce point est confirmé par la modélisation mathématique d'une station à boues activées avec traitement biologique de l'azote d'une capacité de 100 000 EH (équivalent-habitant), soit 20 000 m<sup>3</sup>/j, traitant des eaux usées municipales moyennement concentrées (Henze et Comeau, 2008 ; Dangol, 2013). Les figures 9.3 et 9.4 illustrent cet exemple. On peut observer que les concentrations en DCO et en NT de l'effluent entrant augmentent proportionnellement au volume de boues de vidange introduit, atteignant les concentrations les plus élevées avec les boues de vidange fraîches très concentrées (figure 9.3).

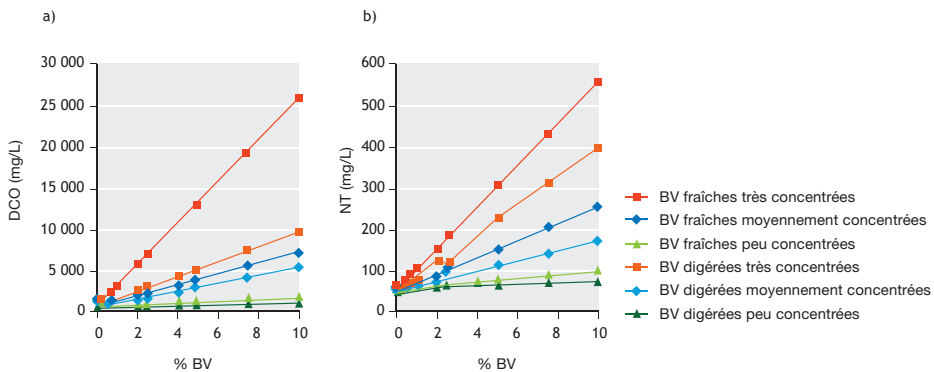


Figure 9.3 : Effets de l'introduction de boues de vidange dans les eaux usées (exprimé en pourcentage du volume total d'effluent entrant dans la station) sur la concentration de l'effluent entrant dans la station d'épuration à boues activées en (a) DCO et (b) NT (Dangol, 2013).

La modélisation illustre aussi l'augmentation des concentrations en DCO et en NT dans l'effluent sortant liée aux fractions solubles non-biodégradables plus élevées en entrée (figure 9.4). Les niveaux de DCO et de NT solubles non-biodégradables fixent donc une première limite aux volumes de boues de vidange admissibles pour rester conforme aux exigences de qualité de l'effluent sortant. Par exemple, pour un objectif de qualité de 100 à 120 mg de DCO/L et de 10 mg de NT/L, l'effluent entrant ne peut pas être composé de plus de 1,75 à 2 % de boues de vidange moyennement concentrées, ou encore de 0,75 à 1 % de boues de vidange très concentrées. Pour cela, les stations doivent aussi avoir une capacité de traitement supplémentaire (notamment au niveau de l'aération, des volumes des ouvrages, des bassins de décantation et de la filière boues), sinon les volumes réellement admissibles devront être sans doute moindres. Par exemple, 1 % de boues de vidange supplémentaires (soit à 200 m<sup>3</sup>/j ou 40 citernes de 5 m<sup>3</sup>) de type peu concentrées et digérées (3 000 mg de DCO/L selon le tableau 9.2) entraînera une

augmentation de la charge en DCO de 600 kg de DCO/j, soit une augmentation de 6 667 EH (sur la base de 1 EH = 90 g de DCO/j). Cette augmentation reste faible par rapport à la capacité de la station de 100 000 EH, même pour des boues peu concentrées. Cependant, avec des boues moyennement ou très concentrées, la même quantité introduite (1 % de BV) correspondra à, respectivement, 144 500 EH et 555 500 EH, ce qui se situe à la limite supérieure tolérable pour le fonctionnement de la station.

Les boues de vidange faiblement concentrées (comme par exemple les boues issues de latrines à fosse simple avec des temps de séjour longs ou peu fréquemment vidangées) ont un impact moindre en raison de leurs niveaux plus faibles en DCO et en NT non-biodégradables. Dans une station avec une capacité suffisante (au niveau notamment de l'aération, des volumes d'ouvrage, de la décantation et de la filière boues), elles ne pourront pas dépasser 10 % du débit entrant sans nuire aux exigences de qualité de l'effluent sortant, ce qui correspond à une augmentation de la charge de 66 667 EH (et à plus de 222 220 EH supplémentaires pour des boues digérées mais fraîches). Still et Foxon (2012) recommandent aussi de ne pas dépasser 1 à 10 % de volume de boues de vidange à l'entrée afin d'éviter les dysfonctionnements du procédé de traitement.

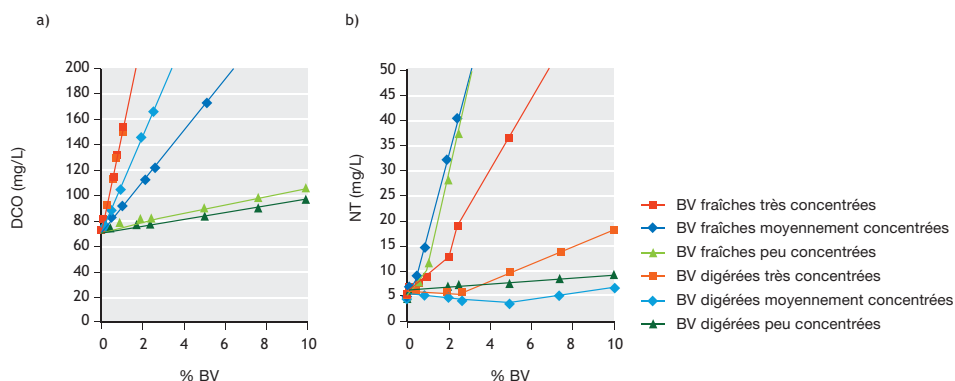


Figure 9.4 : Effets de l'introduction de boues de vidange dans les eaux usées (exprimé en pourcentage du volume total d'effluent entrant dans la station) sur la concentration de l'effluent sortant de la station d'épuration à boues activées en (a) DCO et (b) NT.

### 9.3.2 Impact sur la demande en oxygène

Les procédés de traitement aérobique sont limités en capacité d'aération. Le cotraitement des boues de vidange implique une forte augmentation de la demande en oxygène en raison de la teneur importante en DCO et en NT de ces boues. La figure 9.5 met en évidence une augmentation prévisible des besoins en oxygène ( $\Delta DO_{Tot}$ ) jusqu'à 200 % pour une introduction de seulement 1 % de boues de vidange très concentrées ou encore de 2 % de boues fraîches moyennement concentrées. Pour éviter un dysfonctionnement du procédé, la demande en oxygène des boues doit être déterminée au préalable et la capacité d'aération de la station vérifiée.

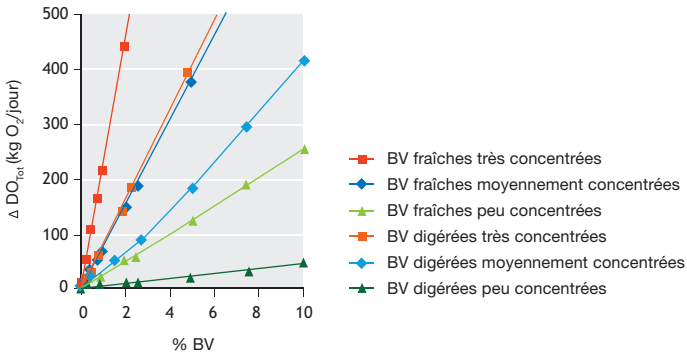


Figure 9.5 : Augmentation de la demande en oxygène d'une station d'épuration par boues activées selon le pourcentage de boues de vidange présent dans l'effluent entrant - exprimé en pourcentage de l'effluent entrant dans la station (Dangol, 2013).

### 9.3.3 Impact sur la production de boues

La MS est un paramètre limitant pour le cotraitement des boues de vidange. Un excès de MS par rapport à la capacité de traitement est susceptible d'engendrer de sérieux problèmes opérationnels, comme le dépassement de la capacité d'aération, la surcharge des bassins de décantation secondaires (avec les problèmes de séparation solide-liquide associés) ou encore une importante diminution de l'efficacité du transfert d'oxygène (ce qui peut engendrer une aération insuffisante et donc des conditions limites en oxygène). Comme l'illustre la figure 9.6, un taux de boues de vidange moyennement ou très concentrées de 0,5 % seulement entraîne la surcharge de l'installation et un dépassement de la valeur maximale de 5 kg de MS/m<sup>3</sup> recommandée par Metcalf et Eddy (2003) pour le fonctionnement des bassins d'aération.

Selon Still et Foxon (2012), l'augmentation des concentrations en MS et en MES dans le bassin d'aération entraînera également une augmentation de la production de boues, ce qui implique une capacité suffisante de la filière boues (ce qui n'est souvent pas le cas). La figure 9.7 montre par exemple que la production de boues ( $Q_{PB}$ ), et donc les besoins de la filière boues, doublement avec l'introduction de 10 % de boues de vidange faiblement concentrées ou de 1 % de boues moyennement concentrées ou encore de 0,5 % de boues très concentrées (Dangol, 2013).

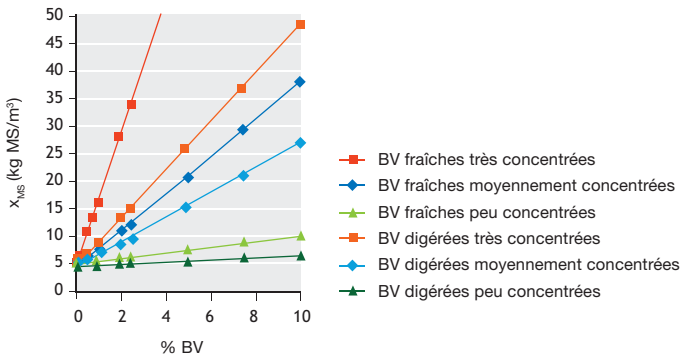


Figure 9.6 : Augmentation des concentrations en MS dans le bassin d'aération d'un procédé d'épuration par boues activées selon le pourcentage de boues de vidange présent dans l'effluent entrant (exprimé en pourcentage de l'effluent entrant dans la station).

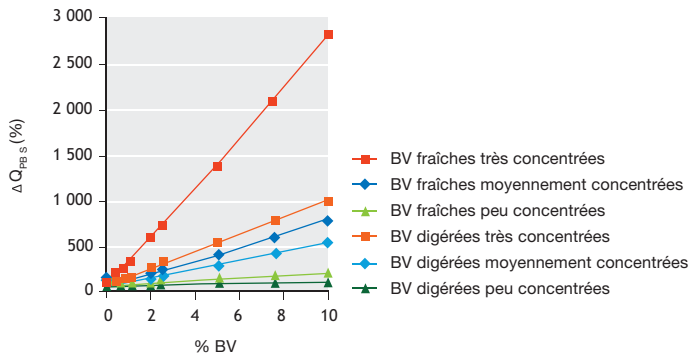


Figure 9.7 : Augmentation de la production de boues dans une station d'épuration par boues activées selon le pourcentage de boues de vidange présent dans l'effluent entrant - exprimé en pourcentage de l'effluent entrant dans la station (Dangol, 2013).

### 9.3.4 Impacts sur les besoins en aération

L'accumulation excessive de matières sèches due au cotraitement des boues de vidange peut également conduire à une diminution de l'efficacité du transfert d'oxygène, donc à une augmentation des besoins d'aération et une réduction de la capacité d'aération du procédé. Un dépassement de la capacité d'aération engendrera des conditions pauvres en oxygène, l'apparition de zones non-aérées et des problèmes de fonctionnement importants. La figure 9.8 montre qu'un effluent entrant contenant 2 % de boues de vidange de type très concentrées et moyennement concentrées entraîne une augmentation de la demande en aération de 200 %. Une proportion de 10 % de boues de vidange de type faiblement concentrées est responsable d'une augmentation de la demande en aération de 100 % (Dangol, 2013).

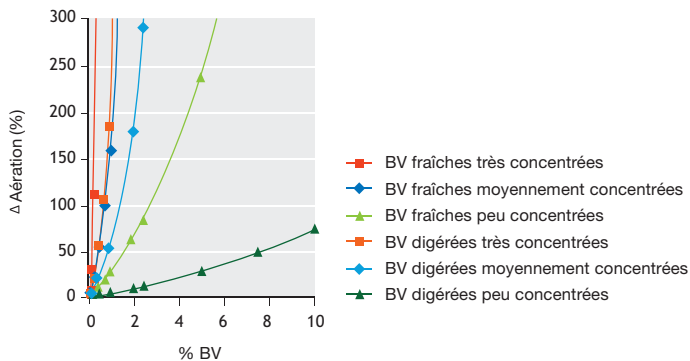


Figure 9.8 : Estimation de l'augmentation des besoins minimum en aération d'une station d'épuration par boues activées selon le pourcentage de boues de vidange présent dans l'effluent entrant - exprimé en pourcentage de l'effluent entrant dans la station (Dangol, 2013).

Les effets possibles négatifs engendrés par l'insuffisance de l'aération sont notamment les suivants :

- Concentration faible en oxygène dissous ( $O_{2d}$ ) dans le bassin d'aération ( $< 1,5$  mg d' $O_2/L$ ), voire épuisement (0 mg d' $O_2/L$ ), entraînant une oxydation incomplète des matières organiques, une détérioration de la qualité des effluents, des concentrations élevées de DCO dans les effluents sortants, et conduisant à une nitrification incomplète ( $O_{2d} < 1$  mg/L), voire absente ( $O_{2d} = 0$  mg/L). Une absence prolongée d'oxygène (plusieurs heures) conduira à l'inactivation des bactéries épuratrices.
- Création de poches anaérobies dans les bassins aérobies, ce qui entraîne une diminution du temps de séjour net des boues dans le procédé aérobie ( $TSB_{aér}^{net}$ ). Cette diminution est inversement proportionnelle à la taille de la (des) zone(s) anaérobie(s). Si le  $TSB_{aér}^{net}$  descend sous le TSB minimum nécessaire aux organismes nitrifiants, les bactéries nitrifiantes seront évacuées et la nitrification interrompue.
- Prolifération de bactéries filamenteuses lorsque la concentration en  $O_{2d}$  est inférieure à 1,5 à 2 mg de  $O_2/L$ , au détriment des bactéries hétérotrophes et nitrifiantes désirées (Martins *et al.*, 2004). Les bactéries filamenteuses conduisent à leur tour à des boues plus volumineuses (phénomène de *bulking*), qui décantent mal et affectent la capacité de rétention de la biomasse des clarificateurs. Il en résulte, d'une part, une augmentation importante des concentrations en MS et MV dans l'effluent sortant (donc une diminution de leur qualité) et, d'autre part, des relargages de boues depuis le procédé dans l'effluent. Dans les cas extrêmes, le fonctionnement de la station peut être affecté globalement lorsque le temps de séjour réel passe sous les valeurs minimales requises pour la croissance de la biomasse (Ekama, 2010).
- Nitrification partielle de la charge élevée en azote dans les boues de vidange, susceptible d'entraîner une accumulation de nitrites à cause des conditions limitantes en oxygène. Ces concentrations fortes ( $> 100$  mg de  $N-NO_2/L$ ) peuvent être toxiques pour les bactéries hétérotrophes et nitrifiantes désirées. Des concentrations élevées en nitrites peuvent également impacter négativement le milieu récepteur dans lequel l'effluent est rejeté.

### 9.3.5 Impact sur la décantation secondaire

L'augmentation des MS liée à l'introduction de boues de vidange est aussi susceptible de surcharger les décanteurs secondaires (clarificateurs). Il en résultera des problèmes de séparation solide-liquide, des matières solides pouvant être relarguées dans l'effluent, ainsi qu'une diminution de la biomasse dans le procédé et donc un temps de séjour de boues difficilement stable. La figure 9.9 montre que la surface minimale des bassins de décantation ( $S_{dec}^{min}$ ) augmente considérablement avec l'ajout de boues de vidange : une proportion volumique de 1 à 2 % de boues de vidange de type très concentrées ou moyennement concentrées, fraîches ou digérées, peut entraîner une augmentation de la surface requise de plus de 300 % (Dangol, 2013). Une surface requise de 200 % est nécessaire avec 5 à 10 % de boues de vidange peu concentrées. Le co-traitement des boues de vidange nécessite donc de vérifier  $S_{dec}^{min}$  afin de savoir si la surface est disponible sur la base de la capacité réelle à décanter des boues de vidange (Ekama et Marais, 1986 et 2004 ; Ekama *et al.*, 1997).

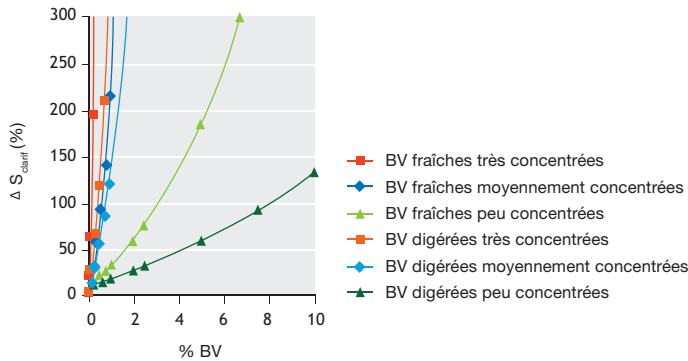


Figure 9.9 : Estimation de la surface minimale requise pour le décanteur secondaire d'une station d'épuration par boues activées selon le pourcentage de boues de vidange présent dans l'effluent entrant (exprimé en pourcentage de l'effluent entrant dans la station).

### 9.3.6 Impacts de la dynamique des déversements des boues de vidange

La nature très variable des boues de vidange constitue une autre difficulté pour leur cotraitement. Les débits de boues de vidange sont en effet plus fluctuants que ceux des eaux usées. Ils ne dépendent pas seulement de modèles diurnes, mais aussi de facteurs comme le calendrier de travail des vidangeurs, la demande en vidange et la saison. Il en résulte des pics de charge, au moment où la station est la plus fréquentée, qui peuvent surcharger la station. La modélisation de Dangol (2013) propose des volumes maximum cotraitables sans dysfonctionnement du procédé ni détérioration de la qualité des effluents sortants dans une station à boues activées. Ils doivent parfois être jusqu'à 10 fois moindres en régime dynamique qu'en régime permanent (tableau 9.5). Dangol (2013) a aussi modélisé l'impact d'un déversement de boues de vidange pendant les heures creuses de la station (notamment la nuit) en s'intéressant à l'intérêt potentiel des bassins de décantation primaires. Dans ce cas, le régime dynamique n'avait pas d'impact. Cela illustre l'importance des bassins d'égalisation qui permettent une introduction plus uniforme des boues dans le procédé. Introduire les boues de vidange uniformément pendant toute la journée permet de se rapprocher des conditions d'un régime permanent.

Tableau 9.5 : Volumes maximum de boues de vidange pouvant être cotraités dans une station d'épuration par boues activées, avec traitement biologique de l'azote sans interruption du procédé ni détérioration de la qualité de l'effluent sortant, en régime permanent et en régime dynamique (Dangol, 2013).

TYPÉ DE BOUES DE VIDANGE ET NIVEAU DE CONCENTRATION	EN RÉGIME PERMANENT (%)	EN RÉGIME DYNAMIQUE (%)	RATIO APPROXIMATIF ENTRE LES VOLUMES DE BOUES DE VIDANGE MAXIMUM POSSIBLES, EN RÉGIME PERMANENT ET EN RÉGIME DYNAMIQUE
<b>BV digérées</b>			
Peu concentrées	3,75	0,64	6
Moyennement concentrées	0,375	0,375	1
Très concentrées	0,25	0,25	1
<b>BV fraîches</b>			
Peu concentrées	0,375	0,125	3
Moyennement concentrées	0,25	0,025	10
Très concentrées	0,125	0,025	5

## 9.4 CONSIDÉRATIONS PRATIQUES POUR LE COTRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE DANS LES PROCÉDÉS À BOUES ACTIVÉES

Le cotraitement de boues de vidange dans les STEP de type boues activées peut, de manière générale, entraîner des problèmes de fonctionnement graves dès l'atteinte d'une proportion volumique de boues de vidange de 0,025 % de l'effluent entrant (soit une seule citerne de 5 m<sup>3</sup> par jour). Le cotraitement de boues de vidange implique au préalable d'évaluer très précisément la capacité de la STEP et de déterminer quelle partie du procédé pourrait être limitant (entre l'aération, la décantation secondaire ou la filière boues) et comment la station pourrait dysfonctionner. Il nécessitera également de rechercher et de mettre en œuvre des mesures particulières pour éviter toute interruption du procédé et détérioration de la station. Les considérations suivantes doivent être prises en compte :

- Niveaux de qualité exigés pour l'effluent sortant : estimation des concentrations minimales en DCO et en NT des effluents sortants en conformité avec les niveaux minimum exigés.
- Concentration maximale de MS dans les bassins d'aération : calcul des MS maximales attendues et vérification de l'absence de surcharge dans les bassins d'aération.
- Production maximale de boues : évaluation et vérification de la capacité de la filière boues à absorber la production de boues supplémentaires.
- Capacité d'aération maximale en place : estimation des nouveaux besoins en aération selon la demande en oxygène accrue et l'efficacité moindre du transfert d'oxygène. La concentration en oxygène dissous dans les stations existantes doit être soigneusement suivie et le niveau minimum de 2 mg d'O<sub>2</sub>/L maintenu.
- Décanteurs secondaires : détermination de la surface minimale requise pour un bon fonctionnement des décanteurs selon la capacité réelle à décanter des boues (mesurées via l'indice de boues - IB - ou autre paramètre équivalent).
- Existence et performance des bassins d'égalisation : possibilité d'introduction uniforme des BV dans les stations d'épuration, pendant la période la plus longue possible (par exemple sur 24 h).

Dans le cas de nouvelles stations prévues pour le cotraitement et *a priori* conçues pour cela, les points précédents peuvent être utilisés et appliqués pour adapter la conception aux volumes dépotés, aux types de boues et à leur niveau de concentration. La conception conduira très certainement à des bassins de volume plus important, en particulier les décanteurs, à une plus grande capacité d'aération et une plus grande filière boues. Le cotraitement de 1 % de boues de vidange (quel que soit leur niveau de concentration) entraîne, par exemple par rapport au traitement des eaux usées seulement, une augmentation de 300 % des volumes des bassins, de 200 % de la capacité d'aération, de 400 % des bassins de décantation et de 300 % de la filière boues. Ces aspects augmenteront sans aucun doute considérablement les coûts d'investissement et d'exploitation de la station, ainsi que sa capacité de fonctionnement. La solution du cotraitement doit être évaluée avec attention, en comparaison avec les solutions moins chères et plus robustes présentées dans ce livre.

**Étude de cas 9.1 : Cotraitement dans les stations de traitement des eaux usées par boues activées de eThekweni, Afrique du Sud.**

(Adapté de Still et Foxon, 2012, et de Wilson et Harrison, 2012).

Malgré des volumes de boues de vidange de latrines à fosse simple manifestement faibles, de sérieux problèmes de fonctionnement ont été observés sur deux stations d'épuration à boues activées, à eThekweni, Afrique du Sud, en raison des fortes charges engendrées en termes de matières organiques, de composés azotés et de matières en suspension (Wilson et Harrison, 2012). L'une des stations a connu une interruption complète du processus de nitrification qui a mis plusieurs mois à se rétablir et qui a été principalement attribuée à la surcharge reçue en azote (Still et Foxon, 2012). Si l'ensemble des causes possibles du problème demeurent floues, il est clair que la capacité d'aération a été dépassée à cause des charges élevées dépotées. Comme expliqué dans ce chapitre, ce dépassement entraîne une interruption du processus de nitrification. Dans l'autre station, la surcharge importante en matières sèches a rendu l'évacuation des boues en excès presque impossible, leur volume correspondant à la production de boues de la station en un mois. Leur évacuation a fait face à un certain nombre de difficultés comme la capacité des camions, les coûts de fonctionnement plus importants engendrés et même les réticences de la décharge à accepter cette matière supplémentaire (Still et Foxon, 2012). Les boues de vidange digérées en provenance des fosses se sont rapidement accumulées dans le procédé. Les boues ne pouvant être extraites assez vite, elles ont été stockées dans le procédé suffisamment longtemps pour en affecter le fonctionnement. Ce phénomène est décrit dans le paragraphe sur l'augmentation de la production de boues et à la figure 9.7. Comme le soulignent Still et Foxon (2012), ce cas de figure illustre comment transformer un problème de boues en un problème d'évacuation des boues. Il illustre que le cotraitement de boues de vidange dans une station d'épuration à boues activées peut rarement être durable ou réussi.

**Étude de cas 9.2 : Impact du cotraitement à la station d'épuration d'Albireh, Palestine.**

(Adapté de Al-Sa'ed et Hithnawi, 2006).

Suivant une approche similaire à celle de Saint-Martin (voir étude de cas 9.4), la modélisation mathématique a été utilisée pour la station d'épuration d'Albireh, située en Cisjordanie, Palestine. L'objectif était de comprendre les causes de l'apparition de boues filamenteuses gonflées (*bulking*) et des concentrations élevées en DCO et en NT dans les effluents sortants, supérieures aux exigences de qualité de 90 mg de DCO/L et 18 mg de NT/L (Al-Sa'ed et Hithnawi, 2006). À l'instar des autres stations de la région, la station d'épuration d'Albireh cotraitait depuis 2000 les boues de fosses septiques de quelques-uns des 35 % de ménages non-connectés au réseau d'égouts. La modélisation a montré que la capacité de l'installation était dépassée avec des volumes de boues de vidange digérées faiblement concentrées représentant 6,6 % de l'effluent entrant, nécessitant des volumes supplémentaires de bassins d'environ 50 %, une oxygénation additionnelle de 50 %, et produisant un excès de boues dans les mêmes proportions (Al-Sa'ed et Hithnawi, 2006). La demande en oxygène plus élevée et la surcharge en matières sèches auraient favorisé la prolifération de bactéries filamenteuses, puisque le maintien des conditions aérobies adéquates est en général difficile.

**Étude de cas 9.3 : Cotraitement de boues de vidange à Manille, Philippines.**

(Adapté de Robbins *et al.*, 2012).

Malgré les expériences insatisfaisantes de cotraitement de boues de vidange dans des stations d'épuration aérobies, le procédé à boues activées est le principal mode de traitement biologique des boues de vidange retenu aux Philippines. Manila Water utilise actuellement un traitement par boues activées à la station d'épuration de Manille sud pour traiter les boues issues de fosses septiques (Robbins *et al.*, 2012). La station est prévue pour traiter jusqu'à 814 m<sup>3</sup> de boues de



vidange par jour. À l'heure actuelle, la station reçoit environ 40 à 50 % de sa capacité, elle présente donc un potentiel d'augmentation des débits. Par ailleurs, le service de gestion des boues de vidange du département des eaux de Baliwag a décidé de construire une station de traitement des eaux usées avec un procédé SBR (*Sequenced Batch Reactor*, variante du procédé de boues activées) pour traitement secondaire. Ce projet vise à servir de modèle pour la gestion des boues de vidange au niveau des districts aux Philippines. Ces expériences montrent que le cotraitement de boues de vidange dans des procédés biologiques aérobies est réalisable et satisfaisant à condition que la conception soit adaptée aux boues de vidange, que les capacités et les compétences de l'opérateur existent et qu'un plan de gestion approprié soit mis en œuvre.

#### Étude de cas 9.4 : Cotraitement de boues de fosses septiques dans la station d'épuration à boues activées à Saint-Martin, Antilles néerlandaises.

(Adapté de Lake, 2010, et Lopez-Vazquez, 2008).

Si les matières sèches, les matières organiques et les composés azotés des boues de vidange retiennent l'attention, des concentrations élevées en éléments organiques non-biodégradables ou faiblement biodégradables peuvent aussi empêcher l'atteinte des exigences de rejet des effluents. L'île de Saint-Martin, destination touristique bien connue des Caraïbes, bénéficiait en 2010 d'un système d'égouts (Lake, 2010) d'une couverture d'environ 10 %. Les eaux usées et les boues issues des fosses septiques (acheminées à la station par citernes) étaient déversées dans la station d'épuration d'Illidge Road, située dans le district du Cul-de-Sac (figure 9.10). La station était composée d'un décanteur-digester d'un volume de 154 m<sup>3</sup>, d'un bassin tampon, d'un décanteur secondaire et de lits de séchage de boues. La capacité de l'installation a été largement dépassée, compte tenu du débit d'eaux usées d'au moins 65 m<sup>3</sup>/h et des volumes importants de boues déversées, habituellement environ 175 m<sup>3</sup>/jour (Lopez-Vazquez, 2008).

Comme la station devenait obsolète, un procédé de type *Modified Bardenpho* (A2O) a été proposé, avec l'objectif d'atteindre une qualité poussée de l'effluent en termes de DCO, N, P et MES (de, respectivement, 125, 10, 2 et 20 mg/L). Plusieurs *scenarii* ont alors été testés grâce à la modélisation mathématique, sur la base des perspectives de développement de l'île, en prenant en compte les conséquences de l'extension du réseau d'égouts (de 10 à 85 % de couverture) et de la croissance de la population (Lake, 2010). Cette approche a permis d'estimer les effets sur la composition des eaux usées et la performance de la station d'épuration pour une durée de vie estimée de l'installation de 25 ans (Lake *et al.*, 2011). L'étude a permis de mettre en évidence que le taux de boues de vidange digérées ne devait pas dépasser 2,8 % de l'effluent entrant pour que la station puisse atteindre les exigences de qualité. Elle prévoit également que les exigences en termes d'azote ne pourront être satisfaites à la nouvelle station, en raison de la forte charge entrante en azote et de la biodégradabilité lente des composés organiques biodégradables - soulignées dans le tableau 9.1 (Lake, 2010).

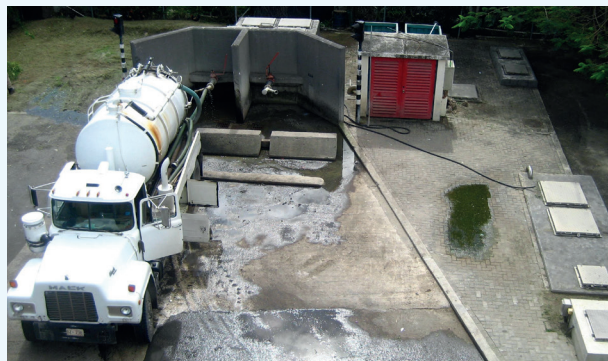


Figure 9.10 : Dépotage de boues de vidange à la station d'épuration d'Illidge Road, au niveau du bassin tampon.

## 9.5 COTRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE PAR VOIES ANAÉROBIES

Le cotraitement des boues de vidange et des eaux usées par voies anaérobies constitue une autre voie de stabilisation des boues, de diminution de leur volume et d'augmentation de leur déshydratabilité. Les procédés utilisables sont les suivants : biofiltre anaérobie (UASB), digesteur anaérobie et lagune anaérobie. Le traitement anaérobie génère du biogaz qui peut contribuer à équilibrer les coûts du traitement car il peut être utilisé pour le chauffage ou la production d'électricité. La réduction des germes pathogènes peut également avoir lieu via la digestion thermophile (Metcalf et Eddy, 2003).

Une attention particulière doit être portée aux caractéristiques des boues de vidange. Les boues de vidange fraîches, ou moins stabilisées, présenteront de plus grandes concentrations en matières organiques biodégradables, mais éventuellement aussi en éléments inhibiteurs (voir ci-dessous). La production et l'utilisation de biogaz sont certes des avantages intéressants, mais les applications et les technologies restent aujourd'hui encore limitées. Le développement des procédés anaérobies pour le cotraitement des boues de vidange très concentrées est donc encore nécessaire (Strauss *et al.*, 2006). Le cotraitement anaérobie peut ne pas être adapté pour les boues de vidange issues des fosses septiques (donc digérées), en fonction de leur degré de stabilisation. Les faibles concentrations de matières organiques biodégradables des boues de vidange digérées entraîneront en effet une production de biogaz faible et une accumulation importante de matières solides, donc des coûts de fonctionnement importants pour un intérêt limité (Still et Foxon, 2012).

### 9.5.1 Surcharge en DCO

Comme expliqué au chapitre 3, la digestion anaérobie repose sur des interactions et interdépendances complexes entre différents groupes bactériens, ce qui rend le processus sensible aux variations de charge entrante. C'est un point très important pour son application aux boues de vidange, qui sont par nature très variables. La dégradation anaérobie s'opère en quatre étapes : l'hydrolyse, l'acidogénèse, l'acétogénèse et la méthanogénèse (à la fois acétoclastique et hydrogéntrophique). Le développement des bactéries fermentatives responsables de l'acidogénèse est 10 à 20 fois plus rapide que celui des méthanogènes, et leur capacité de traitement cinq fois plus grande (van Lier, 2008). Une surcharge du réacteur entraînera une prépondérance de l'acidogénèse et donc une accumulation d'acides, car les bactéries méthanogènes ne peuvent pas les utiliser aussi rapidement qu'ils sont produits. Cela peut conduire à une baisse importante du pH selon la capacité tampon du procédé (qui dépend de la teneur en azote des composés organiques, car l'hydrolyse de l'azote organique entraîne une augmentation de l'alcalinité), qui inhibera la croissance des méthanogènes et par conséquent entraînera une accumulation d'acides encore plus grande (van Lier, 2008). Cela entraîne une défaillance du digesteur appelée « *souring* » (« devenir aigre, tourner »). Pour faire face à cela, Moosbrugger *et al.* (1993) ont développé une méthode simple de titrage en 5 points pour mesurer à la fois les acides gras volatiles et l'alcalinité. Cette méthode permet de suivre la qualité de la digestion anaérobie et de dépister l'instabilité du réacteur afin d'éviter le *souring*.

Les processus de traitement anaérobies sont interrompus par les facteurs suivants : surcharge en DCO, inhibition par l'ammoniacque, fluctuation du pH et inhibition par les sulfures. Ils doivent donc être suivis avec attention et contrôlés, afin d'assurer le fonctionnement correct du cotraitement

des boues de vidange dans les procédés de traitement anaérobies. Les paragraphes ci-dessous reviennent sur chaque facteur et détaillent leur impact sur la charge en boues de vidange qu'il est possible d'accepter.

### Biofiltration anaérobie (UASB)

Dans le but d'éviter les surcharges, les charges maximales en DCO ou en MV prévues à la conception doivent être respectées. L'alimentation des réacteurs doit, de plus, être constante et uniforme (Metcalf et Eddy, 2003). La figure 9.11 illustre l'impact de l'introduction de boues de vidange dans un procédé UASB d'une capacité de 100 000 EH et fonctionnant à 25 °C, selon différents niveaux de charges et types de boues. La conception de cet UASB a été basée sur des eaux usées municipales de concentration moyenne telles que décrites par Henze et Comeau (2008) et utilisées par Dangol (2013). La charge organique ( $C_{org}$ ) admissible considérée était de 3 kg de DCO/m<sup>3</sup>/j et la vitesse ascensionnelle de 0,83 m/h. La charge organique admissible des procédés UASB pour le traitement des eaux usées de fortes concentrations en matières organiques biodégradables particulières est d'environ 6 kg de DCO/m<sup>3</sup>/j (van Lier, 2008). Donc, en principe, la station de 100 000 EH est largement dimensionnée et possède une importante capacité de traitement non-utilisée. La figure 9.11 montre pourtant que le réacteur UASB peut accepter des boues de vidange à hauteur d'une proportion volumique de 7,5 % pour des boues fraîches faiblement concentrées (1 500 m<sup>3</sup>/j correspondent à une charge organique de 180 000 EH) et de seulement 0,25 % pour des boues fraîches concentrées à cause des hautes valeurs de DCO (soit 10 citernes de 5 m<sup>3</sup> par jour, pour une charge organique équivalente de 139 000 EH). En d'autres termes, le procédé UASB, pour cette station de 100 000 EH, comme pour d'autres de capacités diverses, peut accepter des boues de vidange de niveau de concentration faible mais présente un fort risque de surcharge avec des boues de niveau de concentration élevé.

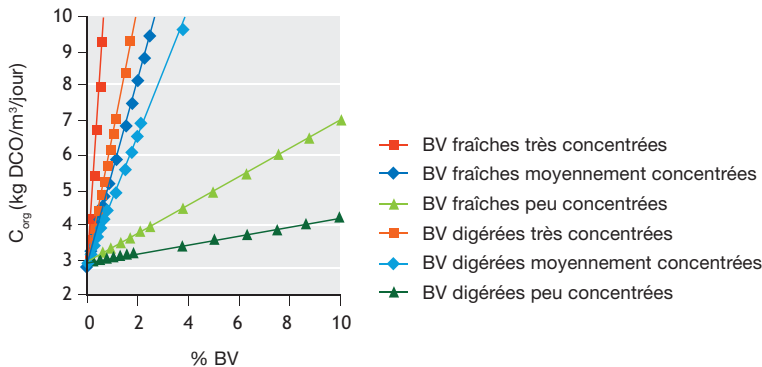


Figure 9.11 : Impact de l'introduction de boues de vidange (exprimée en pourcentage de l'effluent entrant dans la station) sur la charge organique admise dans un réacteur UASB conçu pour une charge maximale admissible de 6 kg DCO/m<sup>3</sup>/jour et recevant une charge en eaux usées de 3 kg de DCO/m<sup>3</sup>/jour en moyenne.

### Digesteurs anaérobies

La figure 9.12 montre l'impact du cotraitement dans un digesteur anaérobie de différents types de boues de vidange à différentes charges massiques ( $C_m$ ) selon leur proportion volumique dans l'effluent entrant. Le digesteur anaérobie considéré est dimensionné pour le traitement des boues d'une station d'épuration à boues activées dans des conditions mésophiles (35 °C), avec

un temps de séjour des boues de 10 jours et un volume total de 13 750 m<sup>3</sup>. La figure permet d'observer que le temps de séjour des boues diminue proportionnellement à la quantité de boues de vidange introduite. Il est important de veiller à ce que l'ajout de boues de vidange n'entraîne pas une diminution du temps de séjour en dessous du seuil de charge massique de 4,8 kg de MV/m<sup>3</sup>/j (Metcalf et Eddy, 2003), afin d'éviter les dysfonctionnements. Par exemple, pour une alimentation du digesteur représentant 1 % de son volume (soit 138 m<sup>3</sup>/j ou 28 camions de vidange de 5 m<sup>3</sup>) et un contenu de 10 % de boues de vidange, on peut prévoir une réduction du temps de rétention des boues de 10 % environ (figure 9.12).

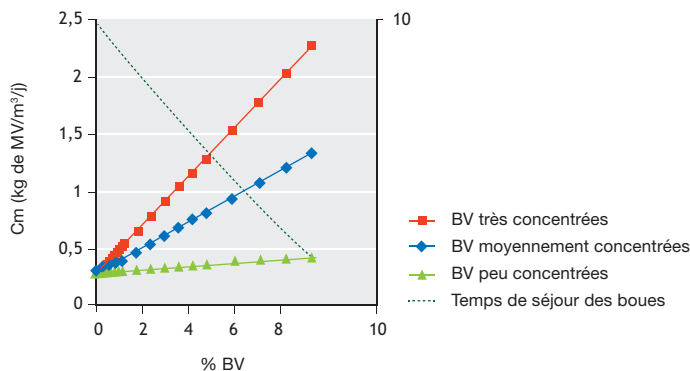


Figure 9.12 : Impact de l'introduction de boues de vidange (exprimée en pourcentage de l'effluent entrant dans la station) sur la charge massique d'un digesteur anaérobie de 13 750 m<sup>3</sup> dimensionné avec un temps de séjour des boues de 10 jours.

Il est recommandé de ne pas dépasser un vingtième du volume du digesteur pour son alimentation, y compris avec des boues de vidange (ATV, 1985). Cela correspond à une charge maximale de 5 % en boues de vidange, indépendamment de leur niveau de concentration, pour éviter les surcharges ou la diminution significative du temps de séjour des boues. Cette valeur correspond aussi aux 20 jours de temps de séjour couramment utilisés pour le dimensionnement des digesteurs anaérobies (Metcalf et Eddy, 2003).

### Lagunage

Les lagunes anaérobies sont habituellement considérées comme des procédés anaérobies faiblement chargés. Elles présentent des charges de fonctionnement de 0,025 à 0,5 kg de DCO/m<sup>3</sup>/j et des profondeurs de 4 m (van Lier, 2008). Pour leur utilisation avec des boues de vidange, Fernandez *et al.* (2004) préconisent une charge maximale en fonctionnement de 0,6 kg de DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>/j, avec notamment l'objectif de minimiser la production d'ammoniaque. Ces procédés peuvent néanmoins présenter des problèmes d'odeur et une accumulation rapide de boues (de 0,010 à 0,020 m<sup>3</sup> de boues accumulées par m<sup>3</sup> de boues de vidange introduites) qui nécessitera des curages fréquents (Heinss *et al.*, 1998 ; Fernandez *et al.*, 2004). Le méthane possède par ailleurs un impact sur l'effet de serre 21 fois plus grand que le CO<sub>2</sub>. S'il n'est pas capturé, son échappement dans l'atmosphère présente un impact environnemental qu'il convient de prendre en compte (van Lier, 2008). De plus, les effluents sortants doivent subir un traitement d'affinage avant leur rejet dans le milieu récepteur. Ils peuvent contenir des concentrations élevées d'ammoniaque susceptibles d'affecter les processus de post-traitement des procédés de lagunage, voire les processus des bassins anaérobies eux-mêmes (Strauss *et al.*, 2000). L'introduction de

boues de vidange dans les lagunes anaérobies doit donc être évaluée avec soin, en particulier pour des boues de vidange avec un niveau de concentration élevé. Le chapitre 5 traite également de cet aspect.

### 9.5.2 Inhibition par l'ammoniaque

Le cotraitement anaérobie des boues de vidange peut être inhibé par leurs concentrations élevées en ammoniaque (Still et Foxon, 2012). Parmi les bactéries présentes dans les réacteurs anaérobies, ce sont les bactéries méthanogènes qui sont les plus sensibles à l'ammoniaque (Chen *et al.*, 2008). L'inhibition des méthanogènes entraîne une moindre production de biogaz et ce malgré la disponibilité de matières organiques biodégradables solubles (Angelidaki *et al.*, 1993 ; Chaggu, 2004). Les seuils rapportés pour l'inhibition des méthanogènes sont assez variables. Une diminution de l'activité bactérienne de 50 % est observée pour des concentrations totales en ammoniaque de 1,7 à 14 g/L (Chen *et al.*, 2008). Cette gamme est large en raison des différents facteurs influents, comme le pH, la source de carbone, la température, l'acclimatation et l'adaptation de la biomasse (Chaggu, 2004 ; Chaggu *et al.*, 2007 ; Chen *et al.*, 2008). À ce sujet, Henze et Harremoes (1983) considèrent que c'est bien l'azote ammoniacal libre ( $\text{NH}_3$ ) à des concentrations de 100 à 200 mg/L qui est l'agent toxique effectif pour les populations méthanogènes non-adaptées, et non pas l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ).

Afin d'éviter les perturbations et la détérioration des processus, Heinss et Strauss (1999) recommandent de limiter le volume de boues de vidange cotraitées pour ne pas dépasser une concentration en ammoniaque totale dans l'effluent entrant de 2 g/L. Doku (2002) recommande néanmoins de limiter le volume maximal de boues de vidange pour rester inférieur à 200 mg de  $\text{N-NH}_3/\text{L}$  dans l'effluent entrant, sur la base des fluctuations potentielles du pH (Henze et Harremoes, 1983).

Les concentrations totales d'azote attendues lors d'un cotraitement des eaux usées avec des boues de vidange fraîches (figure 9.3) peuvent facilement dépasser le seuil de 200 mg/L. Leurs proportions pour rester en dessous sont respectivement de 2, 5 et 8 % pour des boues fraîches de niveau de concentration élevé, moyen et faible.

### 9.5.3 Fluctuations de pH

Le pH dans les procédés anaérobies doit être suivi avec soin et maintenu entre 7 et 7,5 (Chen *et al.*, 2008). L'alcalinité et la capacité tampon doivent être surveillées pour s'assurer que le pH reste stable (Metcalf et Eddy, 2003). Un pH supérieur à 7,5 - 8 peut conduire à une accumulation d'azote ammoniacal libre. Un niveau de pH extrême (par exemple supérieur à 10) peut conduire à l'inhibition complète du processus de dégradation biologique anaérobie (Chaggu, 2004 ; Chen *et al.*, 2008). Des valeurs de pH inférieures à 7 sont susceptibles de diminuer l'activité méthanogène. Un pH de 7 à 7,5 aide à maximiser l'activité de la biomasse et à réduire les potentiels effets d'inhibition et de toxicité de paramètres comme l'ammoniaque et les acides gras volatiles (Chen *et al.*, 2008).

Le suivi et, si possible, le réglage du niveau d'alcalinité et de la capacité tampon du procédé peuvent aider à réduire les fluctuations de pH et à le maintenir dans une plage adéquate. Certaines pratiques possibles doivent faire l'objet d'une attention particulière, comme l'alimentation progressive ou l'ajout contrôlé de matières externes - notamment de cendres de charbon pour

optimiser la réduction des germes pathogènes et la récupération des nutriments (Chaggu, 2004 ; Metcalf et Eddy, 2003). Sans cela, elles peuvent conduire à des baisses de pH liées à l'accumulation d'acides gras volatils - en cas de surcharge - ou à des niveaux de pH extrêmement élevés - en cas de surdosage en composés alcalins ou basiques (Chaggu, 2004 ; van Lier, 2008).

#### 9.5.4 Inhibition par les sulfures

Le sulfure d'hydrogène ( $H_2S$ ) est un gaz produit par la digestion anaérobie des boues riches en protéines, en lien avec une intrusion ou l'infiltration d'eau souterraine (saline) dans les dispositifs d'assainissement des ménages (Metcalf et Eddy, 2003 ; Lopez-Vazquez *et al.*, 2009). Le sulfure d'hydrogène est toxique pour tous les organismes vivants et peut facilement affecter les processus de digestion anaérobie. Les bactéries plutôt sensibles aux sulfures sont les méthanogènes, ce qui conduit à une diminution de la production de méthane, à un biogaz de basse qualité, à de mauvaises odeurs, à des problèmes de corrosion et à des concentrations élevées en DCO dans les effluents sortants (van Lier, 2008).

Une activité méthanogène de 50 % a été observée avec des concentrations en sulfure comprises entre 50 et 250 mg de S/L, mais le  $H_2S$  est généralement présent en phase gazeuse (Metcalf et Eddy, 2003). Maintenir le pH au-dessus de 7 permet de garder la concentration en  $H_2S$  faible, car la valeur de  $pK_{s1}$  pour le passage de  $H_2S$  à  $HS$  est autour de 7. Compte tenu des faibles volumes de boues de vidange cotraitées, les concentrations en sulfate devraient rester relativement faibles. Néanmoins, la production potentielle de sulfures reste un point d'attention car ils sont susceptibles de perturber les processus anaérobies à seulement 50 mg de S/L dans certaines conditions de fonctionnement (notamment selon le pH). Les données concernant les concentrations de sulfate dans les boues de vidange sont néanmoins rares et doivent faire encore l'objet d'études pour évaluer leur influence potentielle sur les processus anaérobies du cotraitement.

### 9.6 CONSIDÉRATIONS PRATIQUES POUR LE COTRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE DANS LES PROCÉDÉS ANAÉROBIES

Le mode d'alimentation est probablement l'aspect opérationnel le plus important pour les procédés de traitement anaérobies. Ils doivent être alimentés graduellement et si possible en continu, afin d'éviter les surcharges et les chocs (Heinss et Strauss, 1999 ; Metcalf et Eddy, 2003 ; van Lier, 2008).

Dans le cas d'un cotraitement avec un réacteur UASB, il importe de ne pas dépasser la charge organique admissible prévue au dimensionnement (eaux usées et boues de vidange incluses) pour éviter de mettre le procédé en surcharge. Les boues de vidange de concentrations élevées doivent faire l'objet d'une attention particulière, car leur forte teneur en matières organiques peut facilement conduire à une surcharge du procédé. Dans cette étude, 0,25 % de boues de vidange fraîches et fortement concentrées (soit environ 10 citernes de 5 m<sup>3</sup> par jour, représentant 139 000 EH) ont suffi à surcharger un biofiltre anaérobie de 100 000 EH.

Les digesteurs anaérobies apparaissent comme une solution plus robuste pour cotraiter les boues de vidange par voie anaérobie. Les charges admissibles dans les digesteurs mésophiles (fonctionnant à 35 °C) dépendent des conditions de fonctionnement, mais peuvent atteindre 1,6 à 2 kg de MV/m<sup>3</sup>/j (Heinss et Strauss, 1999 ; Metcalf et Eddy, 2003). L'alimentation, notamment

en boues de vidange, doit être limitée à la charge journalière prévue à la conception, selon le temps de séjour des boues considéré. Les digesteurs anaérobies thermophiles (49 à 52 °C) constituent une alternative qui présente l'avantage de vitesses d'hydrolyse plus grandes (étape limitante de la digestion anaérobie des eaux usées et des boues de vidange), ce qui entraîne des rendements plus élevés en biogaz (Angelidaki *et al.*, 1993). Ils présentent néanmoins l'inconvénient d'être sensibles aux petites variations de température. Leurs coûts d'exploitation-maintenance sont également plus élevés en comparaison des digesteurs mésophiles, ce qui les rend moins attractifs dans les contextes des pays à revenu faible (Heinss et Strauss, 1999).

Les lagunes apparaissent comme financièrement intéressantes pour le cotraitement des boues de vidange, à condition de les faire fonctionner à faible charge (0,6 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>/j). Leur mise en œuvre doit néanmoins être soigneusement évaluée, car les coûts d'investissement et de fonctionnement peuvent parfois être élevés. En effet, l'emprise foncière ainsi que les coûts des fréquentes opérations de curage des boues sont importants. Elles peuvent aussi engendrer des problèmes environnementaux importants quand le méthane est diffusé dans l'atmosphère.

#### Étude de cas 9.5 : Traitement des boues de vidange à Dar es Salaam, Tanzanie. (Adapté de Chaggu, 2004).

Les procédés de digestion anaérobie doivent éviter de présenter des concentrations élevées en ammoniacale et des valeurs hautes de pH, dont les effets seraient néfastes. Chaggu (2004) a réalisé une recherche bibliographique sur la collecte des excreta à Dar es Salaam, Tanzanie. Il a constaté que 50 % du contenu des fosses de la ville était lié à une nappe phréatique élevée et que près de 16 141 kg de DCO/jour en provenance des fosses des latrines était diffusé dans les eaux souterraines. Il a proposé d'utiliser un container plastique de 3 000 L comme fosse de latrines améliorée expérimentale, sans séparation d'urine, pour un ménage de 10 personnes dans le quartier de Mlalakuwa de la ville de Dar es Salaam. Les entrants dans le réacteur étaient l'urine et les matières fécales dans un rapport de 1,3/1. Les résultats obtenus ont montré qu'après 380 jours d'utilisation dans les conditions de latrines locales, le contenu du réacteur n'était pas encore stabilisé. Il contenait 8 000 mg/L de DCO dissoutes (dont seulement 100 mg de DCO/L pour les acides gras volatils). Une partie de cette DCO dissoute était biodégradable, indiquant la nécessité d'une stabilisation supplémentaire du contenu du réacteur. Cette lente dégradation de la DCO dissoute a été attribuée à l'inoculation de boues anaérobies, non-adaptées à la concentration élevée en azote ammoniacal de 3 000 mg de N/L. Dans le même projet de recherche, une petite enquête a révélé que les toilettes Ecosan pouvaient être le siège de valeurs de pH élevées (jusqu'à 10,4) en raison de l'ajout de cendres de charbon qui sont utilisées pour augmenter la réduction de *E. coli* et des œufs d'*Ascaris*. Ces niveaux élevés de pH inhibent, par contre, la dégradation biologique anaérobie des boues.

## 9.7 CONCLUSION

Le dépotage de boues de vidange en cotraitement dans une station d'épuration peut entraîner des problèmes de fonctionnement graves, y compris lorsque les volumes sont faibles pour les boues de concentrations élevées (0,25 % de l'effluent entrant par exemple). Ceci est principalement dû à la concentration plus élevée des boues de vidange en comparaison avec les eaux usées municipales, qui peut facilement entraîner des charges supérieures à la capacité de la station. Les problèmes les plus courants sont dus à des surcharges en matières sèches, en DCO et en azote. Les problèmes de fonctionnement peuvent être graves. Ils vont du traitement incomplet des matières organiques à l'interruption de la nitrification, qui pourra mettre plusieurs semaines

à se rétablir. L'accumulation excessive de matières sèches peut aussi entraîner une production supplémentaire de boues, susceptible de compromettre le fonctionnement de la station et d'augmenter ses coûts de fonctionnement. À cela s'ajoute, pour les procédés de traitement aérobie, un déficit d'aération et de décantation secondaire sévèrement surchargée relarguant des matières solides. Les procédés anaérobies sont quant à eux susceptibles de voir leurs processus interrompus par la présence de composés inhibiteurs comme l'ammoniaque ou par les fluctuations du pH. Enfin, les concentrations élevées en composés organiques solubles non-biodégradables et en composés azotés peuvent avoir un impact important sur la qualité des effluents sortants jusqu'à entraîner des non-conformités aux exigences de qualité.

Si, en dépit de ses avantages limités, le cotraitement des boues de vidange doit être mis en place dans une station d'épuration municipale, les volumes admissibles devront probablement être limités pour éviter des surcharges en matières en suspension, en DCO et en azote. L'introduction de composés toxiques ou inhibiteurs en fortes concentrations devra aussi être évitée. L'alimentation en boues de vidange devra être réalisée de manière progressive et aussi lentement que possible, afin d'éviter les surcharges et les chocs.

Dans l'ensemble, même si tous ces aspects doivent être soigneusement analysés au cas par cas, les avantages de cotraiter ne semblent pas être suffisamment intéressants pour justifier le traitement des boues de vidange avec les eaux usées dans les stations d'épuration municipales. C'est le cas aussi avec des boues de vidange digérées en provenance de fosses septiques. Elles contiennent en effet de faibles concentrations en composés biodégradables, mais des concentrations élevées en matières sèches qui auront tendance à surcharger les procédés de traitement. Le cotraitement de boues fraîches par voie anaérobie offre néanmoins certaines opportunités si l'on considère la possibilité de valorisation ; mais des recherches supplémentaires sont encore nécessaires pour mettre au point des technologies fiables et rentables.

#### **Étude de cas 9.6 : Cotraitement des boues de fosses septiques dans un réacteur UASB à l'échelle de laboratoire au Ghana.**

(Adapté de Doku, 2002).

Bien que les expériences à grande échelle soient rares, Doku (2002) a démontré qu'il était possible de traiter des boues de vidange dans un réacteur UASB à échelle de laboratoire au Ghana, à condition que les boues de vidange (I) soient diluées de manière appropriée pour éviter d'avoir des concentrations élevées de composés inhibiteurs (comme l'ammoniaque) et (ii) soient introduites de manière progressive et continue dans le réacteur. Doku (2002) a mené cette expérience avec un réacteur UASB de 50 L de volume utile, qui a fonctionné avec un temps de séjour moyen de 12 h et à des températures ambiantes comprises entre 23 et 31,2 °C. La charge organique a varié entre 12,5 et 21,5 kg de DCO/m<sup>3</sup>/j. La vitesse ascensionnelle était relativement basse : 0,14 m/h. Les boues de vidange ont été diluées à un taux de 1/6 pour aboutir à une concentration moyenne d'azote total de 300 ± 50 mg/L. La performance de traitement moyenne était la suivante : 71 % d'abattement sur la DCO, 61 % pour les matières sèches, 74 % pour les matières volatiles (MV) et 73 % pour les MES. Le volume de méthane présent dans le biogaz récupéré a été estimé par calcul entre 4 et 8 L/kg de DCO, sans tenir compte des pertes qui peuvent exister dans la pratique. Dans l'ensemble, les performances d'abattement ont été comparables à celles d'un réacteur UASB traitant des eaux usées domestiques. La concentration en DCO dans l'effluent sortant s'est cependant avérée trop élevée pour un rejet direct, rendant nécessaire un traitement ultérieur. Des études à échelle réelle restent néanmoins indispensables pour valider les observations réalisées dans cette étude.



## 9.8 BIBLIOGRAPHIE

- Al-Sa'ed R.M.Y., Hithnawi T.M. (2006). *Domestic Septage Characteristics and Co-treatment Impacts on Al-bireh Wastewater Treatment Plant Efficiency*. Dirasat: Engineering Sciences, 33 (2), p. 187-198.
- Andreadakis A.D. (1992). *Co-treatment of Septage and Domestic Sewage for the Greater Athens Area*. Water Science and Technology 25 (4-5), p. 119-126.
- Angelidaki I., Ellegard L., Ahring B.K. (1993). *A Mathematical Model for Dynamic Simulation of Anaerobic Digestion of Complex Substrates: Focusing on Ammonia Inhibition*. Biotechnology and Bioengineering 42, p. 159-166.
- ATV (1985). *Treatment and Disposal of Sludge from Small Sewage Treatment Plants*. Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V. (GFA), St. Augustin.
- Chaggu E.J. (2004). *Sustainable Environmental Protection Using Modified Pit-latrines*. PhD, Wageningen University, The Netherlands.
- Chaggu E.J., Sanders W., Lettinga G. (2007). *Demonstration of Anaerobic Stabilization of Black Water in Accumulation Systems under Tropical Conditions*. Bioresource technology, 98 (16), p. 3090-3097.
- Chen Y., Cheng J.J., Creamer K.S. (2008). *Inhibition of Anaerobic Digestion Process: A Review*. Bioresource Technology 99, p. 4044-4064.
- Corominas L., Rieger L., Takács I., Ekama G., Hauduc H., Vanrolleghem P.A., Oehmen A., Gernaey K.V., van Loosdrecht M.C.M., Comeau Y. (2010). *New Framework for Standardized Notation in Wastewater Treatment Modelling*. Water Science Technology 61 (4), p. 841-857.
- Dangol B. (2013). *Faecal Sludge Characterization and Co-treatment with Municipal Wastewater: Process and Modeling Considerations*. UNESCO-IHE Institute for Water Education. Delft, The Netherlands.
- Doku I.A. (2002). *Anaerobic Treatment of Night Soil and Toilet Sludge from On-site Sanitation Systems in Ghana*. PhD thesis, University of Leeds. U. K.
- Dold P.L., Ekama G.A., Marais G.v.R. (1980). *A General Model for the Activated Sludge Process*. Progress in Water Technology 12 (6), p. 47-77.
- Ekama G. (2010). *The Role and Control of Sludge Age in Biological Nutrient Removal Activated Sludge Systems*. Water Science and Technology 61 (7), p. 1645-1652.
- Ekama G.A., Barnard J.L., Güntherth F.W., Krebs P., McCorquodale J.A., Parker D.S., Wahlberg E.J. (1997). *Secondary Settling Tanks: Theory, Modeling, Design and Operation*. IAWQ Scientific and Technical Reports #6, IAWQ London.
- Ekama G.A. (2008). *Organic Matter Removal*. In: *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. Henze M, van Loosdrecht M.C.M., Ekama G.A., Brdjanovic D. eds. IWA Publishing. London, UK. ISBN: 9781843391883.
- Ekama G.A., Dold P., Marais G.v.R. (1986). *Procedures for Determining Influent COD Fractions and the Maximum Specific Growth Rate of Heterotrophs in Activated Sludge Systems*. Water Science and Technology 18 (6), p. 91-114.
- Ekama G.A., Marais G.v.R. (2004). *Assessing the Applicability of the 1-D Flux Theory to Full-scale Secondary Settling Tank Design with a 2D Hydrodynamic Model*. Water research 38 (3), p. 495-506.
- Ekama G.A., Marais G.v.R. (1986). *Sludge Settability and Secondary Settling Tank Design Procedures*. Water Pollution Control 85 (1), p. 101-113.
- Elmitwalli T., Leeuwen M.V., Kujawa-Roeleveld K., Sanders W., Zeeman G. (2006). *Anaerobic Biodegradability and Digestion in Accumulation Systems for Concentrated Black Water and Kitchen Organic-wastes*. Water Science & Technology 53 (8), p. 167-175.
- Elmitwalli T., Zeeman G., Otterpohl R. (2011). *Modelling Anaerobic Digestion of Concentrated Black Water and Faecal Matter in Accumulation System*. Water Science and Technology 63 (9), p. 2039-2045.

- Fernandez R.G., Ingallinella A.M., Sanguinetti G.S., Ballan G.E., Bortolotti V., Montangero A., Strauss M. (2004). *Septage Treatment Using WSP*. In: Proceedings of the 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds. September 27th - October 1st, 2004. Avignon, France.
- Gaillard A. (2002). *Waste(water) Characterisation and Estimation of Digestion Kinetics*. MSc. Thesis, Wageningen University, The Netherlands.
- Halalshah M.M., Noaimat H., Yazajeen H., Cuello J., Freitas B., Fayyad M. (2011). *Biodegradation and Seasonal Variations in Septage Characteristics*. Environmental Monitoring Assessment 172 (1-4), p. 419-426.
- Harrison E.Z., Mofe M. (2003). *Septage Quality and its Effects on Field Life for Land Applications*. JAWRA Journal of the American Water Resources Association 39 (1), p. 87-97.
- Heinss U., Larmie S.A., Strauss M. (1998). *Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Septage and Public Toilet Sludges in Tropical Climate - Lessons Learnt and Recommendations for Preliminary Design*. Eawag-Sandec, Report No. 05/98, Dübendorf, Suisse.
- Heinss U., Strauss M. (1999). *Co-treatment of Faecal Sludge and Wastewater in Tropical Climates*. SOS - Management of Sludges from On-site Sanitation. Eawag-Sandec, Dübendorf, Suisse.
- Henze M., Comeau Y. (2008). *Wastewater Characterization*. In: *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. Henze M., van Loosdrecht M.C.M., Ekama G.A., Brdjanovic D. eds. ISBN: 9781843391883. IWA Publishing. London, UK.
- Henze M., Grady C.P.L. Jr., Gujer W., Marais G.v.R., Matsuo T. (1987). *Activated Sludge Model No. 1*. IAWQ Scientific and Technical Report No. 1, London, UK.
- Henze M., Harremoes P., la Cour Jansen J., Arvin E. (2002). *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*, 3rd ed., Springer-Verlag, Berlin.
- Henze M., Harremoes P. (1983). *Anaerobic Treatment of Wastewater in Fixed Film Reactors - A Literature Review*. Water Science and Technology 15 (8-9), p. 1-101.
- Hooijmans C.M., Dangol B., Lopez-Vazquez C.M., Ronteltap M., Brdjanovic D. (2013). *Assessing the Feasibility of Faecal Sludge Co-treatment in Sewage Treatment Plants - A Practical Guide*. 3rd IWA Development Congress. October 14th-17th, 2013. Nairobi, Kenya.
- 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.
- Koné D., Strauss M. (2004). *Low-cost Options for Treating Faecal Sludges (FS) in Developing Countries-Challenges and Performance*. In: Liénard A., Burnett H., eds. Proceedings of the 6th International Conference on Waste Stabilization Pond and 9th International Conference on Wetland Systems, Avignon, France. p. 213-219.
- Lake O. (2010). *Integrated Water Quality Modelling: A Case Study on St. Maarten*. MSc thesis. UNESCO-IHE, Institute for Water Education. Delft, The Netherlands.
- Lake O., Lopez-Vazquez C.M., Hooijmans C.M., Brdjanovic D. (2011). *Steady-state Models as Cost-effective Tools for Design and Assessment of Wastewater Systems in Developing Countries*. 2nd IWA Development Congress, November 21-24th, 2011, Kuala Lumpur, Malaysia.
- Lopez-Vazquez C.M. (2008). *St. Maarten Island - Illidge Road Wastewater Treatment Plant: Wastewater Characterization Final Report The Netherlands*. UNESCO-IHE, Institute for Water Education. Delft, The Netherlands.
- Lopez-Vazquez C.M., Hooijmans C.M., Chen G.H., van Loosdrecht M.C.M., Brdjanovic D. (2009). *Use of Saline Water as Secondary Quality Water in Urban Environments*. 1st IWA Development Congress, November 15th 19th, Mexico City.
- Lopez-Zavala M.A., Funamizu N., Takakuwa T. (2004). *Modeling of Aerobic Biodegradation of Faeces Using Sawdust as a Matrix*. Water Research 38 (5), p. 1327-1339.

- Luostarinen S., Sanders W., Kujawa-Roeleveld K., Zeeman G. (2007). *Effect of Temperature on Anaerobic Treatment of Black Water in UASB-septic Tank Systems*. *Bioresource technology*, 98 (5), p. 980-986.
- Martins A.M., Pagilla K., Heijnen J.J., van Loosdrecht M. (2004). *Filamentous Bulking Sludge - A Critical Review*. *Water Research*, 38 (4), p. 793-817.
- Melcer, H. (2003). *Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling*. *Water Environment Research Foundation*. ISBN-10: 1843396629 | ISBN-13: 9781843396628.
- Metcalf et Eddy (2003). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse*. Tchobanoglous G., Burton F.L. eds. McGraw-Hill Book Company.
- Montangero A., Belevi H. (2007). *Assessing Nutrient Flows in Septic Tanks by Eliciting Expert Judgement: A Promising Method in the Context of Developing Countries*. *Water Research* 41 (5), p. 1052-1064.
- Moosbrugger R.E., Wentzel M.C., Ekama G.A., Marais G.v.R. (1993). *A 5 pH Point Titration Method for Determining the Carbonate and SCFA Weak Acid/Bases in Anaerobic Systems*. *Water Science and Technology* 28 (2), p. 237-245.
- Robbins D., Strande L., Doczi J. (2012). *Sludge Management in Developing Countries: Experiences from the Philippines*. *Water* 21. December 2012.
- Roeleveld P.J., van Loosdrecht M.C.M. (2002). *Experience with Guidelines for Wastewater Characterisation in the Netherlands*. *Water Science & Technology* 45 (6), p. 77-87.
- Still D., Foxon K. (2012). *Tackling the Challenges of Full Pit Latrines. Vol. 1: Understanding Sludge Accumulation in VIPs and Strategies for Emptying Full Pits*. *Water Research Commission Report No. 1745/1/12*. ISBN: 978-14312-0291-1.
- Strauss M., Koné D., Saywell D. (2006). *Proceedings of the 1st International Symposium and Workshop on Faecal Sludge Management (FSM) Policy*. Dakar, 9–12 May 2006. Eawag-Sandec, IWA.
- Strauss M., Larmie S.A., Heinss U., Montangero A. (2000). *Treating Faecal Sludges in Ponds*. *Water Science and Technology* 42 (10), p. 283-290.
- Söttemann S.W., Ristow N.E., Wentzel M.C., Ekama G.A. (2005). *A Steady State Model for Anaerobic Digestion of Sewage Sludges*. *Water S.A.* 31 (4), p. 511-527.
- USEPA (1984). *Handbook: Septage Treatment and Disposal*. EPA 625/6-84-009, U.S. Environmental Protection Agency, Center for Environmental Research Information, Cincinnati, Ohio.
- USEPA (1994). *Guide to Septage Treatment and Disposal*. EPA/625/R-94/002, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development. Washington, D.C.
- van Lier J.B. (2008). *Anaerobic Wastewater Treatment*. In: *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. Henze M., van Loosdrecht M.C.M., Ekama G.A., Brdjanovic D. eds. IWA Publishing, London, UK. ISBN: 9781843391883.
- Wilson D., Harrison J. (2012). *eThekwini Pit Latrine Program Emptying Program - The Contract, the Pitfalls and Solutions*. International Faecal Management Conference. October 29-31st, 2012. Durban, South Africa.

### Questions pour l'autoévaluation

1. Quels sont les problèmes techniques potentiels courants du cotraitement des boues de vidange dans les stations de traitement des eaux usées ?
2. Pourquoi est-il important d'analyser la demande en oxygène des boues de vidange préalablement à leur cotraitement ?
3. Expliquer pourquoi l'accumulation des MS est un paramètre limitant pour le cotraitement des boues de vidange.

