

DEWATS

Systèmes Décentralisés de Traitement des Eaux Usées dans les Pays en Voie de Développement



Ludwig Sasse
1998



DEWATS

Systemes Décentralisés de Traitement des Eaux Usées dans les Pays en Voie de Développement

Ludwig Sasse
1998



BORDA

Bremen Overseas Research and Development Association
Bremer Arbeitsgemeinschaft für Überseeforschung und Entwicklung
Association Brêmeoise de Recherche et de Développement d'Outre Mer
Industriestrasse 20, D-28199 Bremen

L'auteur:

Ludwig Sasse, ingénieur en génie civil, responsable des projets biogaz et eaux usées au sein de BORDA depuis 1980, et éditeur du FORUM BORDA sur le BIOGAZ, a déjà à son actif plusieurs livres et publications diverses sur les techniques de traitement des eaux usées et de valorisation du biogaz, ainsi que sur leur diffusion.

Ce document a été traduit de l'anglais par le GERES: Alice Veisblat avec le concours de Dirk Esser



Le document BORDA présent a été mis au point grâce au soutien financier de:
La Commission de l'Union Européenne DGIB/D/4; section Environnement et Forêt Tropicale, Bâtiment SC 14/6 - 10, 200 rue de la Loi B - 1049 Bruxelles, Belgique.

Et de:



La Cité Hanséatique Libre de Brême, Section des Ports, Transports et Commerce Extérieur, Secrétariat d'Etat pour le Développement et le Coopération, Martini Str. 24, D - 28195 Bremen, Allemagne.

Les idées développées dans cet ouvrage n'engagent que l'auteur et ne représentent en rien la position officielle ni de la Commission Européenne, ni des instances gouvernementales de Brême.

Imprimé à Brême 1998.

- 1 PREFACE**
- 2 DEWATS: PROPRIETES, PERFORMANCES ET CHAMP D'APPLICATION**
 - 2.1 Propriétés des DEWATS
 - 2.2 Performances
 - 2.3 Champs d'application
 - 2.4 Mise en place
- 3 DIFFUSION**
 - 3.1 Un besoin de diffusion active des systèmes DEWATS
 - 3.2 Conditions préalables à la diffusion
 - 3.3 Les aspects sociaux
 - 3.4 Les aspects économiques
 - 3.5 Les aspects techniques
 - 3.6 Les aspects légaux
 - 3.7 Stratégie de diffusion
- 4 ECONOMIE**
 - 4.1 Economie du traitement des eaux usées
 - 4.2 Options de traitement
 - 4.3 Paramètres du calcul économique
- 5 PROCESSUS DE TRAITEMENT DES EAUX USEES**
 - 5.1 Definition
 - 5.2 Les bases du traitement biologique
 - 5.3 Aérobie - Anaérobie
 - 5.4 Séparation de phases
 - 5.5 Séparation des solides
 - 5.6 Elimination de l'azote
 - 5.7 Elimination du phosphore
 - 5.8 Elimination des substances toxiques
 - 5.9 Elimination des agents pathogènes
- 6 ECOLOGIE ET EFFET AUTO-EPURATEUR**
 - 6.1 Eaux de surface
 - 6.2 Nappes phréatiques
 - 6.3 Le sol
- 7 PARAMETRES DE CONTROLE**
 - 7.1 Le volume
 - 7.2 Les solides
 - 7.3 Les graisses et les huiles
 - 7.4 Turbidité, couleur et odeur
 - 7.5 DCO et DBO
 - 7.6 Azote (N)
 - 7.7 Phosphore (P)
 - 7.8 Température et pH
 - 7.9 Les acides gras volatils
 - 7.10 L'oxygène dissout
 - 7.11 Les agents pathogènes
- 8 PARAMETRES DE DIMENSIONNEMENT**
 - 8.1 La charge hydraulique
 - 8.2 La charge organique
 - 8.3 Le volume des boues

9 TECHNOLOGIE

- 9.1 Bacs à graisse et désableurs
- 9.2 Fosse septique
- 9.3 Fosse Imhoff ou décanteur digesteur
- 9.4 Filtre anaérobie
- 9.5 UASB
- 9.6 Fosse septique compartimentée
- 9.7 Digesteur à mélange intégral
- 9.8 Lits bactériens
- 9.9 Filtres plantés
- 9.10 Filtre à gravier horizontal
- 9.11 Filtre vertical à sable
- 9.12 Lagunage
- 9.13 Systèmes hybrides et combinés
- 9.14 Technologies inadaptées

10 TRAITEMENT DES BOUES

- 10.1 Evacuation des boues
- 10.2 Séchage des boues
- 10.3 Compostage

11 VALORISATION DES EAUX USEES ET DES BOUES

- 11.1 Les risques
- 11.2 Alimentation des nappes phréatiques
- 11.3 Pisciculture
- 11.4 Irrigation
- 11.5 Recyclage pour les besoins industriels et domestiques

12 VALORISATION DU BIOGAZ

- 12.1 Le biogaz
- 12.2 Utilisation

- 12.3 Récupération et stockage du biogaz
- 12.4 Système de distribution de biogaz
- 12.5 Appareils à biogaz

13 FEUILLES DE CALCUL INFORMATISEES

- 13.1 Feuilles de calcul technique informatisées
 - 13.1.1 Utilité du calcul informatisé
 - 13.1.2 Risques liés à l'utilisation de formules simplifiées
 - 13.1.3 A propos des feuilles de calcul
 - 13.1.4 Relation assumée DCO / DBO
 - 13.1.5 Quantité d'eau usée produite par personne
 - 13.1.6 Fosse septique
 - 13.1.7 Fosse Imhoff
 - 13.1.8 Filtre anaérobie
 - 13.1.9 Fosse septique compartimentée
 - 13.1.10 Digesteur à biogaz
 - 13.1.11 Filtre à gravier
 - 13.1.12 Lagune anaérobie
 - 13.1.13 Lagune aérobie
- 13.2 Feuilles de calcul économique informatisées
 - 13.2.1 Généralités
 - 13.2.2 Rentabilité de la valorisation du biogaz
 - 13.2.3 Calcul du coût annuel
- 13.3 Utilisation des formules informatisées sans ordinateur

14 APPENDICE

15 BIBLIOGRAPHIE

16 MOTS-CLES

1 PREFACE

Ce manuel est le résultat d'un projet intitulé:

"Systèmes de traitement des eaux usées à faible entretien - LOMWATS; Développement de technologies et de stratégies de dissémination."

Le projet a été financé par la Commission de l'Union Européenne, avec une aide substantielle du Bureau pour la Coopération et le Développement de la Cité Hanséatique Libre de Brème pour la période d'Octobre 1994 à Avril 1998.

Ont participé à ce projet:

le CEEIC (Chengdu) et le HRIIE (Hangzhou) de la République Populaire de Chine; le SIITRAT (New Delhi), le MDS (Kanjirapally) et le CSR (Auroville) d'Inde, et le GERES (Marseille) de France. L'association BORDA en Allemagne était chargée de la coordination du projet.

Ce livre s'adresse à une population cible, concernée par la mise en place de technologies décentralisées. Les membres de cette population sont sensibilisés au problème dans son ensemble et ont des idées sur les solutions possibles. Néanmoins leurs connaissances dans ce domaine sont soit trop générales, soit trop pointues pour maîtriser correctement les problèmes propres à la décentralisation. Ce manuel a pour but de fournir suffisamment d'informations de base sur les techniques en jeu pour permettre aux responsables de projets, non spécialistes, d'adapter la technologie à une situation donnée. Il vise aussi à permettre aux spécialistes de comprendre quelles sont les simplifications techniques qui s'imposent

pour diffuser cette technologie dans un contexte décentralisé donné; il fournit de plus des tableaux informatisés pour dimensionner avec l'aide d'un ordinateur des installations de traitement des eaux usées. Il s'adresse enfin aux responsables de développement qui ont besoin de comprendre suffisamment la spécificité du traitement décentralisé des eaux usées, pour sélectionner ou approuver des stratégies de diffusion adéquates.

Par conséquent, ce livre ne cherche pas à apporter des informations supplémentaires aux spécialistes quel que soit leur domaine. Au contraire, certains spécialistes seront sans doute agacés par certaines simplifications. C'est peut-être un juste retour des choses, quand on voit combien les gens de terrain sont souvent agacés par certains théoriciens, que ce soit dans le domaine technique, comme dans tout autre domaine.

Il y aura toujours besoin de systèmes décentralisés de traitement des eaux usées dans les pays en développement. La mise en place de technologie à faible entretien reste pour l'instant la seule approche réaliste. Néanmoins, l'appellation LOMWATS utilisée pour ces systèmes (abréviation en anglais du nom de ces techniques) véhicule une fausse image de piètre qualité, ce qui peut se révéler préjudiciable en matière de diffusion. C'est pourquoi le terme de DEWATS pour "Decentralised Wastewater Treatment Systems" (systèmes décentralisés de traitement des eaux usées) lui sera préféré par la suite, englobant uniquement les systèmes considérés comme propices à la décentralisation et à la diffusion, dans

les cas où on ne peut s'attendre à disposer de personnel qualifié pour le fonctionnement et l'entretien. Ceci n'empêche que les techniques DEWATS puissent être utilisées aussi pour des applications centralisées de grande taille. A contrario, de la technologie sophistiquée, à forte demande en entretien et en contrôle, peut aussi être adapté pour certains cas de traitement décentralisé.

Néanmoins, les techniques DEWATS, même les plus simples, ne sont généralement pas maîtrisées sur les lieux de pollution décentralisée. Ceci met l'accent sur l'inconvénient majeur de la décentralisation, le fait qu'il faille aussi une décentralisation du savoir-faire et des compétences. Ce livre espère changer un peu les choses. Mais il n'en demeure pas moins que l'encadrement et la gestion centralisés d'activités décentralisées sont nécessaires et coûtent très cher, la diffusion des systèmes DEWATS requiert donc une promotion intense.

Remerciements

Je voudrais remercier sincèrement tous ceux qui m'ont aidé à écrire ce livre, soit en le finançant, soit en partageant avec moi leurs expériences enrichissantes. Je voudrais remercier tout particulièrement ceux qui ont commis des erreurs par le passé et qui m'ont évité de tomber moi-même dans le piège. Malheureusement, il serait injuste de donner ici leurs noms, mais je souhaite néanmoins encourager chacun à faire connaître ouvertement leurs échecs, parce qu'ils constituent un enseignement de choix pour les autres.

Le livre que vous avez entre les mains n'est qu'un passage pour accéder au vaste domaine de l'épuration des eaux usées. Heureusement, il existe aussi d'autres livres qui décrivent plus en détail les différents

secteurs de ce domaine. Vous trouverez en annexe une longue liste d'ouvrages et d'articles envers les auteurs desquels je suis reconnaissant. Je souhaiterais simplement citer ici trois livres qui m'ont aidé tout particulièrement:

Ma préférence va sans conteste à: "Biologie der Abwasserreinigung" (Biologie de l'épuration des eaux usées) de Klaus Mudrack et Sabine Kunst, parce qu'ils y expliquent les processus biochimiques de telle façon que même un ingénieur des Travaux Publics comme moi-même peut comprendre. J'espère simplement que le livre que vous avez entre les mains possède une telle clarté.

Un autre manuel indispensable pour un ingénieur des Travaux Publics allemand s'intitule "Taschenbuch der Stadtentwässerung" (Manuel de poche de l'assainissement) de la famille célèbre des Imhoff, qui est d'une grande utilité sur le plan général, car il contient "tout" ce qui concerne les eaux usées et leur traitement. Ce livre a été traduit en plusieurs langues sous des titres divers, et certaines parties en ont été reprises dans divers ouvrages de par le monde.

Le dernier livre de cette trinité est "Wastewater Engineering" de Metcalf et Eddy. C'est non seulement un guide pratique clair et complet, basé à la fois sur des notions théoriques et des expériences pratiques, mais aussi un manuel pour étudiants comprenant des exemples de calculs de dimensionnement et de conception d'installations.

J'aimerais aussi remercier les participants d'un atelier qui s'est tenu à Auroville en Inde en Novembre 1997, que j'ai utilisé à leur insu pour valider le concept général de ce livre. Je dois beaucoup aussi à ceux qui ont lu et corrigé mon manuscrit. Je tiens

à remercier DP Singhal, Deng Liangwei, Andréas Schmidt, Gilles B., Dirk Esser, et Christopher Kellner pour leurs apports et leurs remarques. Je voudrais aussi exprimer ma gratitude à M. Siepen qui a déterré pour moi des montagnes de documentation, alors qu'il travaillait en tant que volontaire à BORDA. Finalement, je souhaiterais remercier tout particulièrement Mme Anthya Madiath pour ses efforts pour épurer le texte anglais de ses "germanismes" les plus choquants sans trop heurter mon amour-propre.

Ludwig Sasse

Brême, Mars 1998

2 DEWATS

PROPRIETES, PERFORMANCES ET CHAMP D'APPLICATION

Ce chapitre donne un aperçu général des systèmes décentralisés de traitement des eaux usées (Decentralised Wastewater Treatment Systems ou DEWATS) et peut être considéré comme un résumé de leurs principales caractéristiques. Il s'adresse tout particulièrement aux agents de développement et aux politiciens, qui n'ont pas tendance à trop rentrer dans les détails techniques avant de prendre leurs décisions.

2.1 Propriétés des DEWATS

2.1.1 DEWATS

- Les systèmes DEWATS sont plus une approche d'un problème qu'un vulgaire ensemble d'équipements techniques.
- Les systèmes DEWATS proposent des traitements pour des flux d'eaux usées d'origine domestique ou industrielle, allant de 1 à 500 m^3 par jour.

- Les systèmes DEWATS sont basés sur un ensemble de principes de traitement sélectionnés pour leur fiabilité, leur longévité, leur souplesse, et leur tolérance vis-à-vis des variations de charges entrantes, et par dessus tout, ne nécessitant pas de système sophistiqué de contrôle et d'entretien.
- Les systèmes DEWATS fonctionnent sans apport d'énergie mécanique, et ne peuvent donc pas être stoppés intentionnellement (cf. *Fig. 1*).
- Les systèmes DEWATS garantissent un fonctionnement permanent, bien qu'ils puissent parfois donner lieu à une réduction temporaire de la qualité de l'affluent
- Les systèmes DEWATS ne représentent pas toujours la meilleure solution. Néanmoins, ils doivent être préférés à tout autre système lorsque l'on n'a pas toutes les garanties que le fonctionnement et l'entretien seront assurés par un personnel compétent et responsable.



Fig- 1:
Un parmi les trop nombreux
aérateurs qui n'aèrent rien du
tout [photo: Sasse]

2.1.2 Systèmes de traitement

La technique DEWATS est basée sur 4 systèmes de traitement:

- décantation et traitement primaire dans des bassins de décantation, des fosses septiques ou fosses Imhoff
- traitement secondaire anaérobie par filtres à support fixe ou par fosses septiques compartimentées
- traitement secondaire et tertiaire aérobie/anaérobie par lits à macrophytes (filtres à écoulement horizontal sous la surface)
- traitement secondaire et tertiaire aérobie/anaérobie par lagunage.

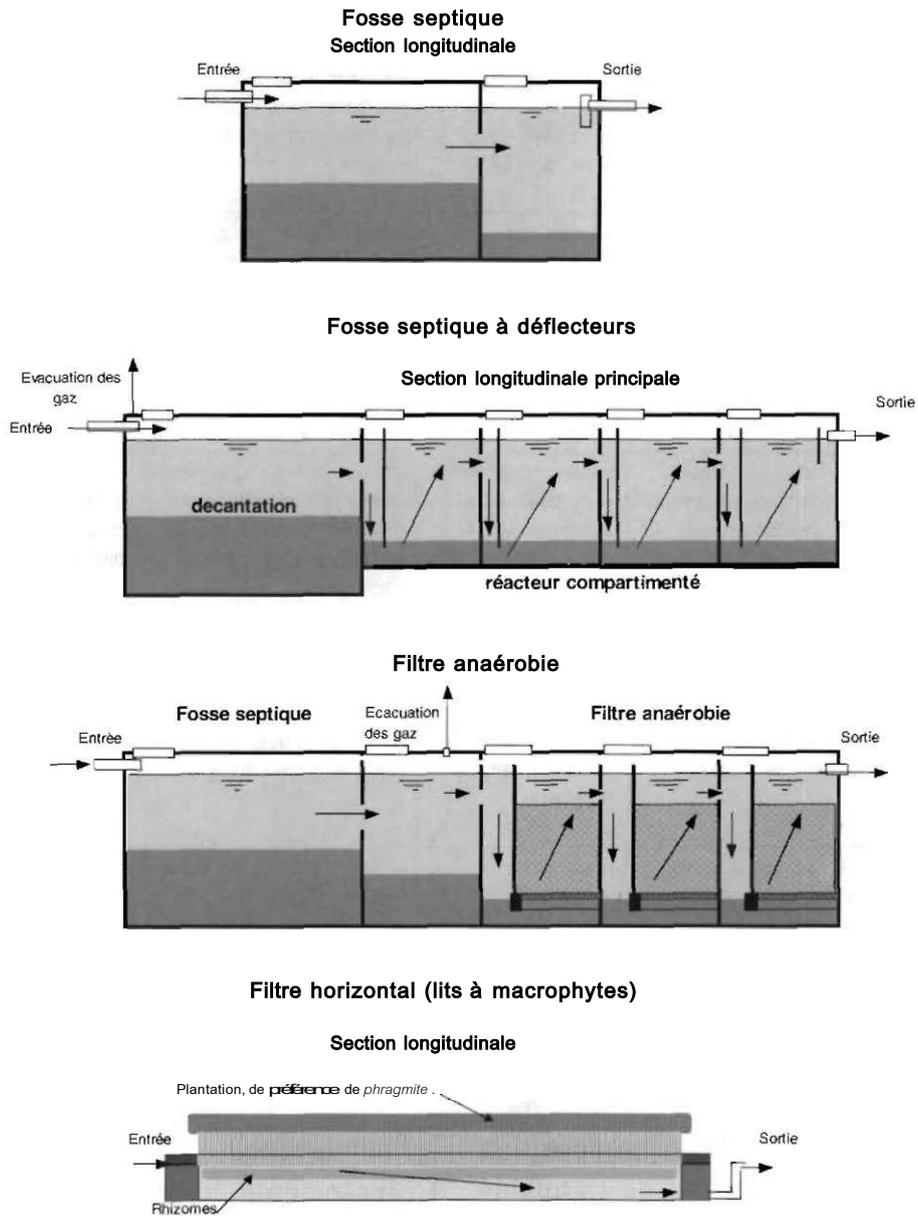


Fig. 2; Systèmes d'épuration considérés comme acceptables pour une diffusion décentralisée

Avantages et inconvénients des systèmes DEWATS

type	technique d'épuration	type d'eaux usées	avantages	inconvénients
fosse septique	décantation, stabilisation des boues	eaux usées, surtout domestiques, avec solides décantables	simple, résistant, peu encombrant, car enterré	faible efficacité de traitement, effluent odorant
fosse Imhoff	décantation, stabilisation des boues	eaux usées, surtout domestiques, avec solides décantables	résistant, peu encombrant car enterré, effluent non odorant	moins simple que précédent, nécessite une évacuation régulière des boues
filtre anaérobie	dégradation anaérobie des solides en suspension et dissous	eaux usées domestiques et industrielles pré-décantées avec faible ratio DCO/DBO	simple, résistant si bien construit et après un bon pré-traitement, efficace, peu encombrant car enterré	coûteux pour le matériau filtrant, colmatage possible du filtre, effluent odorant malgré l'efficacité du traitement
fosse septique compartimentée	dégradation anaérobie des solides en suspension et dissous	eaux usées domestiques et industrielles pré-décantées avec faible ratio DCO/DBO, bon pour rejets industriels chargés	simple, fiable, efficace, peu encombrant car enterré, peu de risques de colmatage, assez bon marché par rapport au filtre anaérobie	besoin de plus de place pour construction, moins efficace pour eaux peu chargées, phase de démarrage plus longue que filtre
filtre à gravier horizontal	dégradation aérobie facultative - anaérobie des solides en suspension et dissous, élimination des agents pathogènes	solides décantables et en suspension déjà enlevés par pré-traitement, bon pour eaux usées domestiques et rejets industriels peu chargés	efficace si bien construit, aménagement paysager, pas d'eaux usées en surface, peu coûteux si matériau filtrant sur place, pas d'odeur	besoin de plus de place, coûteux si matériau de bonne qualité non disponible sur place, construction délicate, besoin de surveillance et entretien pendant 1 - 2 ans.
lagune anaérobie	décantation, digestion anaérobie et stabilisation des boues	eaux usées industrielles moyennement et fortement concentrées	simple à construire, souple vis-à-vis du degré de traitement, peu d'entretien	occupe du terrain, odorant, parfois nauséabond, prolifération de moustiques
lagune aérobie	dégradation aérobie, élimination des agents pathogènes	eaux usées peu concentrées souvent pré-traitées, domestiques ou industrielles	simple à construire, fiable si bien dimensionné, lutte anti-pathogènes, peut re-créer un environnement presque naturel, pisciculture si grande et peu chargée	occupe du terrain, problèmes d'odeur et de moustiques si sous-dimensionné, efficacité limitée par la prolifération d'algues.

Les quatre systèmes cités plus haut seront combinés en fonction de la composition des eaux usées entrantes et de la qualité requise des effluents. Il est également tout à fait possible d'associer un traitement

secondaire individuel avec un traitement tertiaire collectif.

La fosse septique peut être remplacée par une fosse Imhoff, de construction un peu plus délicate, mais fournissant un effluent

plus frais, à condition que les boues soient éliminées à intervalles réguliers définis lors de la conception. Ce digesteur est conseillé dans les cas où le traitement secondaire a lieu dans des lagunes ouvertes ou dans des lits à macrophytes à flux vertical, en zone résidentielle.

Les lagunes anaérobies profondes et les lagunes de finition à faible profondeur sont aussi considérées comme faisant partie des systèmes DEWATS.

Certaines dispositions doivent être prises concernant les effluents industriels avant leur traitement par des systèmes DEWATS standards. Ces dispositions peuvent aller, par exemple, d'un bassin de décantation à ciel ouvert pour éliminer les débris de fruits d'une conserverie, à des bassins tampons pour mélanger les différents effluents d'une laiterie, en passant par des bacs à graisse ou des cuves de neutralisation du pH des eaux résiduaires. Les systèmes standardisés DEWATS sont installés à la suite de ces pré-traitements.

Il existe d'autres systèmes bien connus et qui ont fait leurs preuves (UASB ou réacteur anaérobie à flux ascendant, lits bactériens, disques biologiques, etc.) qui ne seront pas retenus ici, malgré leurs performances élevées et leur fiabilité, parce qu'ils nécessitent une présence constante et attentive de personnel qualifié.

La plupart des systèmes de traitement efficaces et éprouvés que l'on rencontre dans les grandes stations d'épuration ne satisfont pas les critères des DEWATS et ne peuvent donc pas être envisagés. Ceux-ci comprennent les systèmes de boues activées, de réacteurs à lit fluidisé, de floculation chimique ou par aération, et tous systèmes de re-circulation contrôlée des eaux usées.

Le re-circulation continue ou régulière peut faire partie des systèmes DEWATS, à condition que les pompes ne puissent pas être coupées facilement, c'est-à-dire indépendamment des pompes d'acheminement des eaux usées.

Les stations d'épuration conventionnelles ne satisfont pas au cahier des charges DEWATS

Ces restrictions techniques des systèmes DEWATS pourraient en pratique mener à une qualité moindre des effluents traités. Mais ceci n'a pas lieu d'être, lorsque l'on dispose de suffisamment de place pour les installations. Il y a plusieurs façons d'obtenir une qualité acceptable des effluents:

- prévoir une surface suffisante à l'endroit de la source de pollution
- effectuer un pré-traitement à la source et un traitement ultérieur là où il y a suffisamment de terrain disponible
- effectuer un pré-traitement à la source et un traitement ultérieur regroupé avec d'autres sources
- accepter un effluent de moindre qualité
- restreindre les activités productrices d'eaux usées sur ce site particulier
- relier le site à une station d'épuration centrale par une système de canalisations.

La dilution permanente des eaux usées ou l'installation d'une station d'épuration mécanisée à haut rendement ne sont que des possibilités théoriques. L'expérience montre, jour après jour, que de telles installa-

tions souffrent de problèmes de fonctionnement chroniques.

2.1.3 Différents types d'eaux usées

On installe des fosses septiques dans les cas où les eaux usées contiennent un pourcentage élevé de matières solides décantables, ce qui est typiquement le cas des effluents domestiques.

Les filtres anaérobies sont utilisés pour des eaux usées contenant une faible proportion de solides en suspension (par exemple, après un traitement primaire en fosse septique) et un faible ratio DCO/DBO; on peut envisager la valorisation du biogaz produit lorsque la concentration en DBO est supérieure à 1.000 mg/l. (DCO = demande chimique en oxygène, DBO = demande biochimique en oxygène; ce sont les deux paramètres les plus fréquemment utilisés en matière de pollution).

Les fosses septiques compartimentées sont utilisées pour toutes sortes d'eaux usées, mais plus particulièrement pour celles contenant un taux élevé de matières solides non décantables et un faible rapport DCO/DBO.

Les lits à macrophytes sont utilisés pour des eaux usées ayant une faible concentration en matières solides en suspension et une DCO inférieure à 500 mg/l.

Pour un traitement en lagunes aérobies la concentration en DBO₅ des eaux usées doit être inférieure à 300 mg/l.

Les lagunes facultatives et anaérobies peuvent recevoir des eaux usées concentrées, mais dans ce cas, on ne peut pas éviter des émanations d'odeurs désagréables.

2.1.4 Surfaces nécessaires

Bien qu'il existe des variations selon le volume total d'eaux usées à traiter, qui détermine la profondeur des bassins, la nature des effluents et leur température, les valeurs suivantes d'occupation permanente du sol sont données à titre indicatif:

- fosse septique, fosse Imhoff:
0.5 m²/m³ flux journalier
- filtre anaérobie, fosse compartimentée:
1 m²/m³ flux journalier
- lits à macrophytes:
30 m²/m³ flux journalier
- lagune anaérobie:
4 m²/m³ flux journalier
- lagune aérobie facultative:
25 m²/m³ flux journalier

Ces valeurs sont calculées pour des eaux usées moyennement concentrées, la surface requise augmentant avec la concentration. Il n'y a pas de perte de surface pour les systèmes anaérobies fermés, étant donné qu'ils sont généralement enterrés. Elles ne comprennent pas la surface nécessaire pour le séchage des boues: celle-ci est comprise entre 0,1 et 10 m²/m³ de flux journalier, selon la charge et la fréquence d'évacuation des boues.

2.2. Performances

2.2.1 Qualité du traitement

La qualité du traitement dépend de la nature des eaux usées et de la température, mais peut en gros les résumer par des réductions de DBO suivantes:

- 25 à 50 % pour les fosses septiques et les fosses Imhoff

- 70 à 90 % pour les filtres anaérobies et fosses septiques compartimentées
- 70 à 95 % pour les systèmes de lagunage et les lits à macrophytes.

Les systèmes de traitement sont choisis en fonction de ces valeurs et du niveau de qualité requis pour l'effluent final. Par exemple, le traitement par fosses septiques uniquement n'est pas suffisant pour permettre d'évacuer les effluents directement dans des eaux réceptrices, mais peut être suffisant pour l'épandage là où la nappe phréatique est profonde et où il n'y a pas de risque de gêne du voisinage par l'odeur. Si on prend comme limite requise pour les effluents une valeur de 50 mg/l de DBO₅, le traitement d'eaux usées chargées à 300 mg/l de DBO₅ peut très bien se faire par un filtre anaérobie associé à une fosse septique, sans traitement de finition. Des eaux usées plus concentrées nécessiteraient une installation de lits à macrophytes ou de lagunes pour parfaire le traitement.

Il existe d'innombrables possibilités d'utilisation de données locales pour trouver des solutions moins onéreuses pour le traitement de finition. Toutes les options doivent être examinées. L'on doit toujours vérifier si on ne peut pas utiliser des canaux d'évacuation à ciel ouvert sur de longues distances pour assurer le traitement final. Il faut procéder à des expertises pour en évaluer les possibilités, ces expertises comprenant obligatoirement l'analyse d'échantillons d'effluents.

L'élimination significative de l'azote exige que l'on fasse appel à des étapes aérobies et anaérobies au cours du traitement, ce qui ne se produit que dans les lagunes ou les lits à macrophytes. Dans des bassins anaérobies fermés de type DEWATS l'azote

se transforme en ammoniacale. L'effluent obtenu est un bon engrais, mais qui, par conséquent, favorise le développement d'algues dans les eaux de réception et présente une certaine toxicité pour les poissons.

Le phosphore est un bon engrais, ce qui le rend dangereux dans les rivières et les lacs. L'élimination du phosphore est limitée dans les systèmes DEWATS, comme dans la plupart des stations d'épuration. Néanmoins, les lits à macrophytes peuvent se révéler efficaces lorsque le matériel filtrant contient des composés riches en fer ou en aluminium qui fixent les phosphates. Il est à noter que le phosphore peut être accumulé par sédimentation ou fixé par la masse bactérienne, mais qu'il ne peut guère être éliminé ou transformé en substances inoffensives.

2.2.2 Contrôle des agents pathogènes

Pas plus que toute autre station d'épuration moderne, les systèmes DEWATS n'ont pour vocation spécifique d'éliminer les agents pathogènes. Le taux d'élimination de ces agents augmente avec le temps de rétention, mais toutes les stations à haut rendement fonctionnent fièrement avec des temps de séjour relativement réduits.

Les directives de l'OMS et d'autres études indépendantes considèrent que le plus grand risque lié aux eaux usées concerne la transmission de vers parasitaires. Les oeufs et les helminthes sont relativement bien éliminés des effluents par décantation, mais s'accumulent dans les boues. Les temps de rétention élevés (de 1 à 3 ans) dans les fosses septiques et les filtres anaérobies constituent en pratique une pro-

tection suffisante contre l'infection parasitaire par les helminthes. Par contre, l'évacuation fréquente des boues représente un danger un peu plus grand.

Les bactéries et les virus sont en grande partie détruits, néanmoins ils demeurent en quantité infectieuse dans les effluents des filtres anaérobies et des fosses septiques. Pour autant, le risque statistique d'infection est assez faible. Des taux élevés d'élimination des agents pathogènes sont attribués aux lits à macrophytes et aux lagunes aérobies peu profondes. Ceci s'explique par des temps de rétention plus longs, l'exposition aux rayons ultraviolets dans les bassins de faible profondeur et par différentes interactions d'ordre biochimique dans les lits à macrophytes. Les taux d'élimination des pathogènes par ces systèmes sont plus élevés que dans les stations d'épuration municipales classiques.

On peut utiliser le chlore pour lutter contre les agents pathogènes. Il existe des dispositifs simples à dosage automatique qui peuvent être installés juste avant la décharge finale. Néanmoins, l'utilisation du chlore devra être limitée aux cas où le risque est élevé, comme par exemple un hôpital pendant une épidémie. L'addition permanente de chlore est à proscrire parce qu'elle ne tue pas que les agents pathogènes, mais aussi les autres bactéries et protozoaires responsables de l'effet épurant des eaux réceptrices.

2.3 Champ d'application

2.3.1 Réutilisation des eaux usées

Les effluents de systèmes anaérobies se caractérisent par une odeur nauséabonde, même lorsque les valeurs de DBO sont faibles. Il est préférable dans ce cas de pratiquer l'irrigation des jardins par des tuyaux enterrés. Les effluents de lagunes aérobies ou de lits à macrophytes conviennent pour l'arrosage, même dans des jardins. Néanmoins, plus le traitement de l'eau est poussé, et moins elle contient d'éléments fertilisants.

Bien que la plupart des agents pathogènes ait été éliminé dans les lagunes aérobies, aucun effluent d'origine domestique ou agricole ne peut être estampillé "exempt d'agents pathogènes". L'irrigation des cultures doit prendre fin 2 semaines avant la récolte. Il est préférable de ne pas irriguer les cultures fruitières et les produits maraîchers consommés crus, après la floraison.

Les effluents traités peuvent être utilisés en pisciculture à condition de les diluer dans de l'eau claire ou après un traitement poussé dans des bassins de lagunage. L'intégration de la pisciculture avec l'agriculture est possible.

2.3.2 Réutilisation des boues

Tout traitement d'épuration produit des boues qui doivent être évacuées à intervalles réguliers, qui vont de quelques jours, voire quelques semaines (fosse Imhoff) à plusieurs années (lagunes). Les systèmes aérobies produisent plus de boues que les systèmes anaérobies. L'évacuation des boues doit se faire en tenant compte des

exigences de l'agriculture, parce que les boues représentent un engrais précieux, mais contaminées par des agents pathogènes. Les boues doivent être manipulées en conséquence. Le compostage des boues détruit la plupart des helminthes, des bactéries et des virus par une température élevée.

2.3.3 Valorisation du biogaz

Les systèmes DEWATS n'intègrent généralement pas l'utilisation du biogaz (généralisé par les procédés anaérobies), en raison du coût supplémentaire et de l'entretien. La collecte, le stockage, la distribution et l'utilisation du biogaz entraînent des surcoûts qui doivent être compensés par la valeur énergétique de celui-ci. Néanmoins, il existe des cas où la valorisation du biogaz peut réduire les coûts de traitement. Celle-ci devient rentable lorsque l'on traite des eaux concentrées et, tout aussi important, lorsqu'il existe des débouchés réguliers et véritablement utiles sur le site même. On peut récupérer environ 200 litres de biogaz en réduisant la DCO d'1 kg. Un foyer consomme environ 2 à 3 m³ de biogaz par jour pour la cuisson; c'est-à-dire, pour une seule cuisine, la quantité de biogaz produite par 20 m³ d'eaux usées avec une DCO de pas moins de 1 000 mg/l.

2.3.4 Coûts

Les coûts totaux, décrits comme les coûts annuels, comprennent les coûts de conception et d'encadrement, les frais de fonctionnement et d'entretien, les coûts d'investissements et les coûts de construction,

y compris le coût du terrain. Il est donc difficile de donner une idée générale du coût du traitement des eaux usées. Il est aussi difficile de comparer des coûts, dans la mesure où un système peut être moins cher qu'un autre, mais pas du tout adapté à la situation, certains systèmes peuvent être chers à un endroit et moins chers ailleurs en raison, par exemple, d'une différence au niveau du prix du terrain. Néanmoins, de manière générale, les systèmes DEWATS sont potentiellement les plus économiquement viables du marché. Et ceci pour plusieurs raisons:

- Les systèmes DEWATS peuvent être standardisés pour satisfaire certains secteurs du marché, ce qui réduit les coûts de conception
- Les systèmes DEWATS ne font appel ni à des pièces mobiles, ni à un apport d'énergie, ce qui évite des mécanismes coûteux et à usure rapide.
- Les systèmes DEWATS sont conçus pour être construits par des artisans locaux, ce qui permet de faire appel à des constructeurs pratiquant des tarifs raisonnables et entraîne des coûts d'investissement moins élevés, et moins de frais par la suite pour les réparations.
- Les systèmes DEWATS peuvent être combinés avec une épuration naturelle ou des installations existantes pour arriver à la solution la mieux adaptée.
- Les systèmes DEWATS fonctionnent avec un minimum d'entretien, ce qui fait économiser non seulement les frais d'une présence quotidienne mais aussi ceux inhérents aux salaires élevés des contrôleurs et des directeurs de station.

Aucun système de traitement des eaux n'est rentable en soi. Néanmoins, les effets secondaires du traitement des eaux peuvent avoir de nombreux avantages. Sur la question de savoir si les systèmes décentralisés DEWATS sont concurrentiels en coût et en confort avec les systèmes centralisés de collecte des eaux par les égouts, il faut raisonner au cas par cas. La faisabilité de la valorisation des effluents traités, des boues ou du biogaz dépend aussi de chaque cas particulier. Les cultures intégrées sur effluents peuvent aussi être envisagées, mais doivent être vues comme une activité entièrement indépendante.

2.4 Mise en place

2.4.1 Ingénierie des systèmes DEWATS

L'ingénierie des systèmes DEWATS est relativement simple, à condition que l'ingénieur chargé de la mise en oeuvre connaisse un tant soit peu son métier et reconnaisse ses limites. On ne peut pas prévoir exactement les performances de systèmes d'épuration, les calculs de dimensionnement ne doivent donc pas obéir à des règles trop strictes. Lorsqu'il s'agit de systèmes de petite ou moyenne taille, un léger surdimensionnement des installations permet d'avoir une meilleure marge de sécurité.

Selon les conditions locales, les besoins et les préférences, plusieurs tailles de stations peuvent être choisies pour devenir des standards normalisés. L'adaptation au site peut ensuite être faite par des responsables de sites ou par des techniciens de moindre qualification.

Chaque cas individuel doit faire l'objet de calculs et d'une mise au point individuels; les détails structurels des installations standard peuvent y être intégrés. Une méthode simplifiée, quasi-standardisée, a été mise au point pour le dimensionnement (cf. chap. 13.1)

Les stations d'épuration collective qui font appel à un réseau de canalisations d'égout doivent être conçues au coup par coup par un ingénieur expérimenté capable de placer les installations et les canalisations en fonction du terrain et des contraintes locales.



Fig. 3: Filtre anaérobie de type DEWATS en construction. Conception et encadrement assurés par CEEIC [photo: Sasse]

2.4.2 Données sur les eaux usées

Les données indispensables pour calculer et choisir le système DEWATS adapté à une situation donnée sont:

- débit journalier d'eaux usées,
- heures de plus grand débit, ou toute autre information concernant les variations de flux,
- valeur moyenne de DCO et variations,
- valeur moyenne de DBO ou rapport moyen DCO/DBO
- concentration en matières en suspension, % de matières décantables,
- pH,
- température ambiante et température des eaux usées à la source.

En ce qui concerne les effluents domestiques, ces informations sont connues dès lors que l'on connaît le nombre de personnes concernées et la consommation d'eau par personne et par jour. La consommation totale d'eau peut être facile à mesurer à la source, mais il ne faut prendre en compte que la quantité qui entre dans le système d'épuration.

En ce qui concerne les eaux usées industrielles, il existe de nombreux autres paramètres qui peuvent se révéler intéressants, tels que les rapports DCO/N ou DCO/P, le pourcentage de graisses, la présence de produits toxiques ou la salinité. Une analyse complète est conseillée avant la mise en place d'une première installation de ce type. Une connaissance succincte du processus de production aide à déterminer qu'elles sont les informations cruciales à obtenir. Les processus industriels varient en général peu au sein d'une même

région de production, ce qui rend possible une certaine standardisation.

2.4.3 Construction

Les systèmes DEWATS sont des structures relativement simples qui peuvent être construites par n'importe quel artisan ou entrepreneur assez qualifié, capable de lire des plans. En l'absence d'une telle personne, la présence quasi-quotidienne sur le chantier d'un technicien qualifié s'avère nécessaire. De plus, une main-d'oeuvre relativement qualifiée est nécessaire pour construire des bassins étanches et leurs interconnexions. Le contrôle de la qualité de la construction est primordial si l'on a l'intention de stocker du biogaz dans l'enceinte du réacteur.

Les détails techniques des installations sont propres à chaque situation et dépendent des matériaux disponibles localement et de leur prix. Les matériaux importants sont les suivants:

- le béton pour les fondations et l'infrastructure
- des briques ou des parpaings pour les murs
- des canalisations de 3, 4 et 6 pouces de diamètre (75, 100 et 150 mm)
- du matériau filtrant pour les filtres anaérobies, tels que des scories, des écaillés de roche, ou des matériaux plastiques spécialement conçus
- du matériau filtrant pour les filtres à graviers (taille de grains uniforme)
- du film plastique (géomembranes) pour tapisser le fond des filtres ou des bassins.

L'évacuation régulière des boues des digesteurs requiert des vannes de diamètre 4 et 6 pouces (100 et 150 mm).

2.4.4 Entretien

Plus un modèle standard a été adapté ou modifié pour correspondre à des conditions locales, plus il est probable que l'installation nécessitera des modifications opérationnelles pendant la phase de démarrage. Ainsi, le maître d'ouvrage ou l'ingénieur chargé des études se doit de suivre l'installation, jusqu'à obtention des résultats de traitement attendus. Cette période de mise en route peut parfois durer jusqu'à deux ans, même en l'absence d'erreurs de conception.

Il n'existe pas de traitement permanent des eaux usées sans entretien. Mais dans les systèmes DEWATS l'entretien est réduit à un travail routinier ponctuel. Néanmoins, l'évacuation des boues des digesteurs doit se faire à intervalles donnés (1 à 3 ans environ) parce que le volume de stockage des boues est calculé pour ces durées. Le traitement n'est pas interrompu pendant l'évacuation des boues. Normalement, on soutire les boues d'un digesteur à l'aide d'une pompe amovible qui les envoie dans des cuves transportables. Il peut être raisonnable dans le cas des fosses Imhoff, qui ont des temps de séjour courts, de prévoir d'évacuer les boues directement dans des lits de séchage adjacents.

Les filtres anaérobies ont tendance à se colmater lorsque la charge est trop forte, et d'autant plus que la proportion de matières en suspension est élevée. Il est possible de détacher le film biologique en inversant le courant. Mais ceci nécessite un tuyau

d'évacuation supplémentaire au niveau de l'entrée. En pratique donc, on enlève le matériau filtrant, on le rince et on le remet après l'avoir lavé. Ceci peut s'avérer nécessaire tous les 5 à 10 ans.

Les systèmes de lits à macrophytes perdent lentement de leur efficacité après 5 à 15 ans, selon la taille du matériau filtrant et la charge organique. Le matériau filtrant a alors besoin d'être remplacé. On peut néanmoins réutiliser le même matériau après l'avoir lavé. Pendant cette opération, l'installation est arrêtée, sauf si elle comprend plusieurs lits filtrants. Les macrophytes doivent être remplacés lors du nettoyage du matériau filtrant; autrement il n'y a pas lieu de récolter les macrophytes.

Les systèmes de lagunes sont ceux qui demandent le moins d'entretien et l'évacuation des boues peut ne pas être nécessaire pendant 10 à 20 ans. A part cela, un contrôle occasionnel des structures d'entrée et de sortie est suffisant. Il peut s'avérer nécessaire de contrôler le flux entrant lorsque se dégagent des odeurs dues à une surcharge en période chaude. Généralement, des systèmes d'alimentation bien conçus et un surdimensionnement des lagunes dès le départ permettent d'éviter ces nuisances.

2.4.5 Formation à l'entretien

Les systèmes DEWATS sont conçus pour un entretien très faible. Une présence quotidienne n'est donc pas nécessaire, sauf pour certaines stations traitant des eaux résiduaires industrielles. Néanmoins, il faut que quelqu'un sur le site comprenne le principe de fonctionnement du système. Il est conseillé de l'expliquer à la personne la plus haut placée, puisque c'est celle-ci qui

donnera les ordres aux autres en cas de besoin. Si le niveau d'éducation du personnel sur le site est très faible, le constructeur de la station doit assurer un entretien annuel et le dépannage éventuel par du personnel compétent.

Une formation poussée des personnels subalternes n'est pas nécessaire et n'est souvent pas efficace en raison de la mobilité des employés. La meilleure solution dans ce cas est peut-être de faire appel à des professionnels. Par contre, le cas est différent dans des hôpitaux ou des lotissements qui disposent ordinairement de personnel d'entretien.

La standardisation de l'entretien et de la maintenance doit être un objectif lorsque les systèmes DEWATS sont diffusés en grand nombre. Ceci est rendu possible par la standardisation locale des installations, qui fonctionnent toutes sur le même schéma.

3 DIFFUSION

3.1 Un besoin de diffusion active des systèmes DEWATS

L'étude et la mise en service de systèmes DEWATS n'est pas très rentable pour des ingénieurs et des entrepreneurs de travaux publics. La diffusion de systèmes décentralisés de traitement des eaux usées doit donc bénéficier d'un appui politique et administratif.

Les unités de traitement sont relativement petites mais compliquées, et sont généralement disséminées dans la nature. Les compétences nécessaires à leur mise en place sont remarquables. La gestion et la standardisation de la mise au point doit donc se faire de façon centralisée de manière à réduire le coût supporté par chaque installation, et à pérenniser les compétences. D'un autre côté, toute centralisation nécessite une infrastructure centralisée, avec une tendance inhérente à former une onéreuse pyramide de responsabilités. Il semble que pour mettre en place un grand nombre d'installations décentralisées, il y ait besoin d'une structure centralisée puissante et omniprésente. C'est le cas typique du serpent qui se mord la queue. Néanmoins, cette superstructure devient relativement moins onéreuse au fur et à mesure que le nombre d'installations mises en place augmente. Ainsi, il y a lieu de mettre au point une stratégie de diffusion qui soit à la fois raisonnable, techniquement et financièrement, et réalisable, représentant un juste équilibre entre les bénéfices visés sur le plan de l'environnement et un coût social acceptable. Il faut aussi veiller à ce que ce ne soit pas la viabilité économique

à court terme de la superstructure qui oriente le choix de la stratégie de diffusion.

3.2 Conditions préalables à la diffusion

Il existe des conditions préalables à la diffusion de n'importe quel technologie décentralisée ou outil technique. Ces conditions doivent absolument être remplies avant de songer à toute stratégie de diffusion:

- il faut qu'il existe un outil qui soit techniquement sûr et prêt à être diffusé.
- il faut que cet outil puisse fonctionner et être entretenu sur place.
- il faut que la technologie développée soit utile sur le plan économique ou environnemental.
- il faut que la technologie soit adaptée et utile dans le contexte local donné.

La diffusion d'une quelconque technologie n'a de sens que si ces conditions préalables sont remplies.

Il ne peut pas y avoir de traitement amélioré des eaux usées sans compétences techniques.

Les systèmes DEWATS relèvent d'une technologie décentralisée qui nécessite toujours une adaptation aux conditions locales. Même les modèles entièrement standardisés sont construits sur place, ils ont besoin, par exemple, d'être connectés à la source polluante et doivent être installés de telle façon que les effluents de sortie puissent s'écouler librement dans le milieu récepteur. Ainsi une

technologie décentralisée implique que le savoir-faire et les compétences soient décentralisés. L'encadrement et la surveillance centralisée d'activités décentralisées coûte très cher et doit donc être réduite au maximum. Ceci est possible lorsqu'un minimum de compétences et de connaissances de base sont présentes sur le site.

L'adaptation aux conditions locales des systèmes DEWATS dépend:

- des impératifs et des solutions techniques,
- de l'environnement physique ou géographique,
- de l'environnement social et socio-économique.

D'autre part, toute stratégie de diffusion comporte plusieurs aspects:

- l'aspect social
- l'aspect économique
- l'aspect technique
- l'aspect légal.

La stratégie de diffusion finalement choisie devra tenir compte de tous ces aspects.

3.3 L'aspect social

3.3.1 La place de l'élimination des déchets dans la société

La pollution et les dégâts causés par les eaux usées a sensibilisé le public au problème du traitement des eaux usées. Néanmoins, la véritable préoccupation du public se limite aux effets néfastes de la pollution. En d'autres termes, le public ne voit pas l'intérêt d'avoir des stations d'épuration, et encore moins à les entrete-

nir. L'attitude la plus répandue est: "Quelqu'un devrait faire quelque chose!".

Il faut que les gens se rendent compte que "Quelqu'un" c'est eux-mêmes, parce que personne d'autre ne se soucie de leurs problèmes. La question est alors de savoir quel concept d'épuration ils préféreraient. Il y a peu de chance que leur choix se porte sur un système individuel de type DEWATS qu'ils doivent entretenir eux-mêmes. Même si le système DEWATS se révélait être la seule solution, la volonté de participer au programme resterait très limitée. Les concepts qui font appel à la participation du public en général ne fonctionnent pas très bien et doivent donc être évité le plus possible.

Depuis la nuit des temps, tout ce qui a trait aux eaux usées et aux déchets arrive en dernier sur la liste des priorités. Et ce sont toujours les personnes de statut social le plus bas qui ont été chargées de l'élimination des déchets. Contrairement aux charpentiers, aux maçons ou autres professions, ces "charognards" comme on les appelaient n'ont jamais cherché à mettre en valeur leurs savoir-faire décrié. Par voie de conséquence, les connaissances en traitement des eaux usées sont restées à la traîne, comparées avec d'autres branches du génie civil. Le plus surprenant, c'est que ce manque d'intérêt se retrouve même parmi les rois et les nobles, dont les châteaux à l'architecture par ailleurs impressionnante ne disposaient que de toilettes rudimentaires situés à l'extérieur. Cet ingénieur génial qu'était Léonard de Vinci a mis au point des armes, des ponts, des avions; mais en matière de traitement des déchets, tout ce qu'il a prévu dans sa cité modèle élaborée en 1484 fut de prévoir un canal d'évacuation des déchets dans la partie inférieure de la ville.

Quels qu'en soient les désavantages pour les progrès en matière de technologies de traitement des déchets, le tabou séculaire concernant les matières fécales a peut-être été la mesure sanitaire la plus efficace qui soit, et reste, d'un point de vue hygiénique, une bonne chose. Pourtant l'accroissement phénoménal de la population de par le monde exige que l'on attache une importance accrue aux déchets et à leur élimination, ce qui a pour conséquence, au moins, que nos ayons aujourd'hui une race d'ingénieurs en assainissement qui n'aient pas honte de leur profession.

Les ingénieurs en assainissement sont bien les seuls à aimer s'occuper d'eaux usées

3.3.2 Organisation des personnes

Les personnes doivent s'organiser si l'on veut que le traitement des eaux usées se fasse de manière coopérative. L'organisation des personnes peut se faire dans plusieurs but, parmi lesquels:

- la collecte de fonds pour un investissement,
- la mise en commun d'un terrain,
- la permission de faire passer des canalisations sur un terrain privé,
- le fonctionnement et l'entretien en commun,
- le financement collectif des opérations de fonctionnement et de maintenance,
- l'utilisation des effluents traités pour l'irrigation, des boues pour la fertilisation, ou du biogaz comme source d'énergie.

Il existe d'innombrables façons pour les gens d'être organisés ou de s'organiser. Cela peut se faire dans le cadre de l'administration de la communauté, d'un projet de développement, ou d'une ONG apportant un soutien à une activité d'auto-promotion des utilisateurs. Dans tous les cas de figure, les habitudes locales d'organisation ou de coopération et l'image bien particulière des "eaux usées" auront leur influence sur le schéma d'organisation.

La méthodologie d'organisation des personnes est un sujet qui a été abondamment étudié. Les résultats et les conseils tirés de tous ces livres et études ne peuvent pas être présentés ici en détail. Néanmoins, le choix de la méthode la plus prometteuse et la mieux adaptée au traitement et à l'élimination des eaux usées doit être fait de façon judicieuse. La plupart des expériences en matière d'implication d'une communauté dans des questions d'assainissement concernent l'alimentation en eau et des programmes de diffusion de W.C. individuels bon marché dans les foyers, qui ont permis une amélioration immédiate du confort. Mais il faut à tout prix se rendre compte et ne pas oublier que tel n'est pas le cas lorsqu'il s'agit d'évacuer des eaux usées, et encore moins quand il s'agit de les traiter. Les gens ne veulent tout simplement pas en entendre parler. Ils pensent dans l'ensemble qu'une quelconque autorité anonyme devrait s'en occuper. La volonté de s'impliquer dans le traitement des eaux usées est très faible, et ne pourra s'accroître qu'en cas de crise majeure ou de bénéfices financiers substantiels (par exemple, lorsqu'il s'agit de réutiliser l'eau usée pour l'irrigation).

3.3.3 Acteurs de diffusion

Les acteurs naturels dans la diffusion des systèmes de traitement des eaux usées, mis à part le pollueur en tant que client, sont l'administration à un bout de la chaîne et les entreprises d'assainissement et de génie civil du secteur privé à l'autre bout. Dans un scénario idéal, le gouvernement prend les arrêtés et en surveille l'application. Les pollueurs, selon un accord social ou menacé de représailles, contactent des entreprises privées et des constructeurs pour mettre en place un système adéquat de traitement et d'élimination des déchets. Le financement est assuré à partir de capitaux privés, de crédits bancaires, et éventuellement de subventions de l'état. Ce scénario est typique de la plupart des pays industrialisés.

Dans les pays en voie de développement, le scénario peut paraître le même, au moins dans ses intentions. Mais la comparaison s'arrête souvent à l'existence d'arrêtés. En

suite, rien n'est prévu pour les faire appliquer, les pollueurs ignorent même souvent tout de leur existence. Les services des ingénieurs d'entreprises privées s'avèrent de toutes façons trop onéreux pour un petit pollueur. Tout ceci entraîne soit l'inaction, soit un abus de pouvoir de certains officiers administratifs. Le résultat de cet échec des pouvoirs publics ou du secteur privé entraîne la prise en main de ces activités par des groupes informels ou déclarés, dont ce n'est normalement pas la tâche.

La sensibilisation du public vis-à-vis des problèmes de pollution par les eaux usées s'est considérablement accrue ces dernières années. Les instances politiques et administratives font un accueil favorable à toute initiative visant à résoudre le problème de façon décentralisée. Même l'argent ne représente pas le plus gros obstacle, du moins pas en ce qui concerne les projets pilotes ou de démonstration. Pourtant il subsiste une certaine impuissance lorsque l'on en vient à mettre en oeuvre des installations individuelles, et encore plus quand il s'agit d'une diffusion volontaire et organisée de systèmes DEWATS.

Tableau 1:

Normes de rejet pour les eaux usées en Inde

paramètre	unité	Normes indiennes de décharge			
		eaux intérieures surface	réseau public	terrain irrigation	zone côtière marit.
SS	mg/l	100	600	200	100
pH		5.5 to 9	5.5 to 9	5.5 to 9	5.5 to 9
température	°C	< +5°C			<+5°C
DBO ₅	mg/l	30	350	100	100
DCO	mg/l	250			250
graisses	mg/l	10	20	10	20
res. total chlore	mg/l	1			21
NH ₃ -N	mg/l	50	50		50
N ₂ l - NH ₃	mg/l	100			100
ammoniaq. libre NH ₃	mg/l	5			5
nitrate N	mg/l	10			20
phosphates dissous P	mg/l	5			
sulphures S	mg/l	2			5

CPCB

Des experts en marketing, des consultants en développement ou des ONG à vocation sociale sont les premiers à se porter volontaires comme acteurs de diffusion des DEWATS, mais trouver des entreprises ou des constructeurs prêts à mettre en oeuvre une diffusion à grande échelle des systèmes DEWATS revient à chercher une aiguille dans une meule de foin. La tactique logique pour sortir de ce dilemme est de trouver de nouveaux partenaires sur chaque

site pour une diffusion décentralisée. Etant donné que ces acteurs détiennent le rôle clé de la mise en oeuvre, les concepts de diffusion doivent être adaptés pour satisfaire chacun de ces partenaires locaux.

Les concepts de diffusion doivent satisfaire les partenaires locaux

3.4 Les aspects économiques

3.4.1 La décentralisation

La question de savoir quel est le meilleur schéma de traitement des eaux usées, entre le modèle centralisé et décentralisé, est purement théorique, voire idéologique. En pratique, il existera toujours un mélange entre des solutions centralisées et décentralisées.

Une analyse coût-bénéfices peut s'avérer utile pour la mise au point d'une politique générale et pour choisir le système de traitement le plus économique dans des cas individuels. Le problème de l'analyse coût-bénéfices réside dans les paramètres rentrant dans le calcul, et qui sont souvent difficile à cerner préalablement. Une échéance de 20 ou 30 ans devrait servir de base de calcul, étant à peu près la durée de vie d'une station de traitement des eaux usées. Alors que les coûts de construction sont relativement faciles à calculer, le calcul des coûts de fonctionnement demande une analyse approfondie, concernant non seulement les caractéristiques techniques du système, mais aussi l'environnement social du moment.

A ceci s'ajoute qu'il faut se faire une idée assez précise des futures structures de gestion. Les frais généraux correspondant aux salaires du personnel d'encadrement, ou aux frais logistiques pour le fonctionnement et la maintenance sont très difficiles à évaluer, surtout dans le cas de systèmes non coopératifs. Par exemple, le coût du transport des boues peut être multiplié par un facteur X si l'agriculteur voisin qui s'était engagé à utiliser les boues change d'avis. Le nouvel emplacement de décharge ou de séchage peut être trop éloigné pour que les boues soient transportées par charrettes, nécessitant l'utilisation de camions, ce qui n'avait pas été prévu au départ dans le projet.

La solution du système entièrement centralisé correspond au prix de construction le plus bas par unité de volume d'eau traitée. Mais le raccordement des sources individuelles à l'unité de traitement peut multiplier le coût du traitement par 5. Les coûts de gestion sont relativement bas, parce qu'il suffit d'un seul responsable qualifié pour gérer un grand volume d'eaux usées, et par conséquent, un grand nombre d'utilisateurs. Par contre les coûts d'entretien sont assez élevés parce qu'un équipement mécanique sophistiqué demande un entretien permanent.

Un système semi-centralisé relie plusieurs petites unités de traitement à un réseau de canalisations plus réduit. Les coûts de construction sont alors relativement bas, mais il se peut qu'il y ait besoin d'employer du personnel qualifié sur chacune des installations, ce qui augmente d'autant les coûts d'entretien.

Un système entièrement décentralisé nécessite un environnement naturel capable

d'absorber sur place les effluents traités provenant de chaque installation. Les coûts structurels sont peut-être les plus bas dans ce cas, particulièrement si l'on accepte que le traitement soit de qualité légèrement moindre. L'élimination des boues, en toute sécurité, doit pouvoir se faire sur le site même, sans quoi il faut penser à intégrer les coûts du transport, du ramassage et de l'élimination des boues. Il n'y a pas de frais de personnel ou d'entretien lorsque l'utilisateur est aussi chargé du fonctionnement de l'installation. Néanmoins, si le fonctionnement de l'installation est un tant soit peu sophistiquée, il peut y avoir besoin de faire appel à du personnel qualifié et une organisation de service peut voir le jour, qui doit, sur certains points, se concevoir de façon centralisée (par exemple, pour la collecte et l'élimination des boues). Un contrôle régulier de la qualité des effluents s'avère particulièrement coûteux dans les systèmes décentralisés.

3.4.2 Qualité du traitement

L'impact d'une forte pollution sur l'environnement justifie que l'on mette en place des critères stricts de décharge. Pourtant, des critères trop stricts peuvent paradoxalement freiner toute action entreprise pour améliorer la situation.

Le degré requis d'épuration est tout d'abord fonction de la surface sur laquelle un certain degré de pollution est admis. Si cette surface est infinie, il n'y a pas lieu de traiter. De même, si la pollution est infiniment réduite, le problème ne se pose pas vu que la surface polluée est réduite à zéro. Toutes les situations entre ces deux extrêmes exigent que l'on détermine des priorités, ce qui revient à dire que le choix final résulte

d'une négociation. Les aspects économiques, sociaux et environnementaux doivent être soupesés en vue d'arriver au meilleur compromis possible, compte tenu du degré de traitement requis.

La qualité autorisée des effluents finaux dépend aussi de l'emplacement de la pollution. Le transport des eaux usées vers des sites distants a toujours été préféré au traitement sur place depuis l'apparition des premières communautés sédentaires. Encore aujourd'hui, le transport des eaux usées vers des sites éloignés est fréquent. Ceci peut paraître acceptable aujourd'hui, mais les dégâts causés à l'environnement peuvent s'avérer irréversibles et les conséquences de la pollution se retourneront tôt ou tard contre les pollueurs. C'est pourquoi, avec les systèmes DEWATS, on prend la décision de traiter les eaux usées sur place, au lieu de les évacuer.

Dans la plupart des pays, les normes de pollution autorisent des charges polluantes plus élevées au sortir de station d'épuration de moindre importance, et une épuration moins poussée lorsque la décharge des effluents s'effectue dans des eaux ou sur une étendue de terre non valorisés.

Les normes d'épuration adoptés par les pays en voie de développement sont souvent calqués sur ceux des pays industrialisés, basés sur des eaux usées urbaines hautement diluées. Les systèmes DEWATS dans les pays en voie de développement sont conçus pour des WC publics, des hôpitaux, des écoles ou de petites communautés dans lesquels les quantités d'eau utilisées pour l'hygiène et les besoins domestiques sont moins importantes. La concentration importante des eaux usées provenant de toilettes à économie d'eau entraîne automati-

quement une forte concentration de la DBO dans les effluents, même avec un système d'épuration entraînant une réduction tout à fait correcte de la DBO. Dans un tel cas, il n'est pas raisonnable non plus de diluer l'effluent "artificiellement", lorsque l'on sait que les économies d'eau représentent un des piliers d'un développement durable. Il serait plus raisonnable d'instaurer des normes basées sur la charge polluante (au lieu de la concentration), au moins en ce qui concerne les petites unités.

Ce dernier point est spécialement important parce que l'un des avantages majeurs de la décentralisation et du traitement sur site est que le transport des eaux usées dans des canalisations d'égout sur de courtes distances ne requiert pas des eaux usées très diluées. Malgré une forte concentration, la charge de pollution reste, en valeur absolue, la même. Les politiques d'économie d'eau se satisferaient bien de concentrations plus élevées en sortie de station, en l'absence d'autres facteurs limitants sur le plan environnemental (par exemple, quand il y a suffisamment de terrain disponible ou quand la rivière dans laquelle les effluents finaux se déversent a un débit suffisamment élevé toute l'année).

De plus, il est ridicule d'installer des systèmes DEWATS à haute qualité de traitement, si les effluents sont rejetés dans des canalisations d'égouts qui collectent des eaux usées provenant d'autres sources non contrôlées. Dans ce cas, il vaut mieux installer de simples fosses septiques individuelles, moins onéreuses mais aussi moins performantes, dans la mesure où de toute façon, il faudra régler le problème du traitement du flux principal.

3.4.3 Coût du traitement

30 à 50 % de la charge polluante peut être retirée par l'emploi d'une technologie simple, comme la fosse septique. 30 à 40 % de charge supplémentaire peut être retirée avec des techniques qui restent simples, bien qu'améliorées, comme les filtres anaérobie ou les fosses septiques compartimentées. Un traitement plus poussé demande que l'on fasse appel à des lits à macrophytes ou des lagunes (les systèmes conventionnels faisant appel à une oxygénation artificielle ne font pas partie de la famille DEWATS). Plus le taux relatif de réduction de la pollution est élevé, et plus le coût du traitement par kg de DBO éliminée est élevé. Les techniques de traitements tertiaires, pour l'élimination notamment de l'azote, du phosphore ou de toute autre substance toxique, ont généralement un coût particulièrement élevé.

Le traitement par les systèmes DEWATS peut être aussi efficace que par n'importe quelle technique d'épuration traditionnelle

Les systèmes DEWATS sont techniquement capables de rejeter un effluent correspondant aux normes les plus sévères. Cependant, dans la mesure où la diffusion spontanée des systèmes DEWATS dépend fortement des coûts d'investissement et de fonctionnement, le choix d'un niveau de traitement approprié n'est pas seulement déterminant dans la stratégie de diffusion, mais il peut s'avérer vital pour l'avenir des systèmes DEWATS en général.

La mise au point des normes de traitement adaptées à une situation donnée est du ressort d'experts de l'environnement et d'ingénieurs en assainissement expérimentés. Il faut que l'administration concernée comprenne bien les enjeux, apporte son soutien, et adopte une attitude suffisamment souple pour accepter et rendre légales des entorses aux normes générales, dans la mesure où ces entorses sont acceptables d'un point de vue écologique.

3.4.4 Coûts d'investissement

Puisque le traitement des eaux usées n'est généralement pas rentable, il y a peu d'intérêt purement économique à investir dans ce domaine. Mis à part quelques individus qui agissent par souci pour l'environnement, il est rare de trouver quelqu'un qui soit prêt à investir de son plein gré dans l'épuration des eaux usées. Des capitaux d'investissement ne seront mobilisés dans ce but qu'à partir du moment où les pollueurs auront obligation légale de payer pour les dégâts qu'ils engendrent. On peut dire qu'à partir de ce moment, le traitement des eaux usées deviendra rentable comparé aux amendes à payer.

Dans le cas de nouveaux bâtiments ou d'entreprises nouvellement créées, le coût du traitement des eaux usées est souvent inclus dans le budget de construction. En ce qui concerne les organisations ou unités de productions existantes, mis à part le problème de l'espace disponible pour la construction, il est possible qu'elles n'aient pas les moyens d'allouer des fonds suffisants à l'installation immédiate d'une unité de traitement. Les programmes de diffusion doivent donc inclure des possibilités

d'emprunts de manière à permettre au pollueur de faire face à l'investissement important que représente de telles installations.

Une stratégie de diffusion durable doit permettre de laisser le temps aux entreprises de budgétiser ces coûts (par exemple, attendre la prochaine réunion du conseil d'administration de l'entreprise). Ceci peut avoir comme conséquence que l'ingénieur des travaux neufs contacte un entrepreneur pour visiter le site et demander un devis réaliste des travaux, alors que les fonds pour la construction ne seront débloqués qu'un an plus tard. Ceci peut non seulement faire augmenter les prix en raison de l'inflation, mais cela peut aussi vouloir dire que l'entrepreneur ne peut pas se consacrer uniquement à des chantiers de DEWATS, mais doit aussi prendre d'autres contrats. Dans ces conditions, il peut être difficile de recruter des entrepreneurs qui soient entièrement disponibles pour un programme de diffusion de systèmes DEWATS.

3.5 Les aspects techniques

3.5.1 La décentralisation

D'un point de vue économique, la décentralisation fait appel à une technologie simplifiée. La raison principale en est que cela revient trop cher de maintenir en permanence un niveau élevé de compétences en technologies sophistiquées à une échelle décentralisée.

Les solutions décentralisées peuvent être mise en oeuvre en utilisant des modèles standardisés à partir de techniques de construction locales, ou bien avec des équipements sous forme de "boîte noire", dispo-

nibles sur le "marché". Dans les deux cas, un certain niveau de compétences est nécessaire pour choisir le modèle approprié ou la "boîte noire" qui convient. Des compétences sont aussi nécessaires pour conseiller l'utilisateur sur le fonctionnement et l'entretien. Ces conseils doivent être adressés à la bonne personne, ce qui peut être difficile lorsque certaines opérations ne s'avèrent nécessaires qu'après une ou deux années de fonctionnement, comme c'est le cas pour l'évacuation des boues. Ceci peut vouloir dire que l'entreprise qui a construit les installations sera désignée pour l'entretien et le fonctionnement à la place du client. Les compétences disponibles sur place concernant le fonctionnement et l'entretien détermineront le choix du type de gestion des installations.

On a appris beaucoup à partir des programmes de diffusion en milieu rural des digesteurs à biogaz, depuis plus de 30 ans, notamment en Inde et en Chine. Chaque projet ou programme doit d'abord développer son propre modèle local. Ceci s'est toujours avéré nécessaire, malgré l'existence de modèles standards développés dans d'autres pays ou au cours d'autres projets. Il est intéressant de noter que jusqu'à ce jour, ni la Chine ni l'Inde n'ont été capables d'assurer la diffusion de petits digesteurs à biogaz de façon techniquement autonome, sans l'appui d'une infrastructure qui chapeaute les activités. Dans la plupart des cas, il est même difficile de maintenir les utilisateurs à un niveau de compétences suffisant pour assurer le bon fonctionnement des digesteurs. Aucun des programmes de développement n'a réussi à survivre de façon complètement autonome, sans un service après-vente subventionné. Il est fort probable que ceci soit aussi vrai en ce

qui concerne la diffusion d'autres technologies.

Les systèmes DEWATS sont bien plus complexes que les digesteurs à biogaz ruraux, en raison de la diversité des propriétés physiques et biochimiques des eaux usées, particulièrement celles issues de sources industrielles. Ainsi les compétences requises pour mettre au point, construire et faire fonctionner ces unités sont plus importantes que dans le cas des digesteurs à biogaz. Un des points cruciaux est de savoir dans une situation donnée, si un modèle standard fera l'affaire, ou quelles seront les modifications à apporter.

Il est du devoir du technicien de fournir un modèle approprié à une situation donnée, et qui sera réalisé dans des conditions optimales

La diffusion des systèmes DEWATS exige d'avoir accès aux compétences qui s'y rattachent. Il est primordial dans un programme de diffusion de stations d'épuration décentralisées de déterminer quelles compétences doivent être maintenues à quel niveau pour développer quelle technologie. Les connaissances et les compétences manquantes ne doivent pas être mises sur le compte du «social». La première responsabilité d'un technicien dans sa fonction est de fournir des biens ou des structures qui soient sûrs et adaptés. La panne d'un système n'est pas nécessairement de la faute du client, parce qu'il est du devoir du technicien de lui fournir un matériel ou un modèle adapté à la situation.

Il faut qu'il y ait distribution des tâches entre les différents experts. L'équipe «sociale», non technique, doit fournir au tech-

nicien des données sur les aspects "sociaux" et le technicien doit fournir aux experts sociaux des données sur les contraintes techniques. Ce qu'il faut, c'est coopérer et ne pas mélanger les deux disciplines. C'est une règle quasi-générale que les techniciens n'informent pas suffisamment les experts sociaux sur les contraintes techniques. Il peut y avoir deux raisons à cela: les techniciens eux-mêmes ne sont pas suffisamment au courant des techniques et/ou les experts sociaux ne sont pas capables de comprendre les implications des contraintes techniques. Ce problème du manque de connaissances techniques est bien réel pour la plupart des constructeurs potentiels de systèmes DEWATS, ainsi que pour les promoteurs.

3.5.2 La construction

Une condition préalable à la décentralisation est la disponibilité locale des matériaux. En ce qui concerne les structures principales, la présence de matériaux de construction appropriés joue un rôle décisif dans la réalisation de la construction. Le type de matériau filtrant disponible sur place influe, par exemple, sur le choix du type de traitement. Des compétences sont nécessaires pour modifier les modèles standards, ou si nécessaire, pour en développer de nouveaux qui puissent être construits avec des matériaux disponibles sur place. Il est important aussi de décider si les techniques traditionnelles de construction sont adaptées aux systèmes de traitement des eaux usées, particulièrement si on a l'intention de valoriser le biogaz produit. L'expert doit aussi décider si le système de traitement est adapté à l'environnement géographique.

Le niveau de qualification des artisans est souvent faible quand il s'agit de petites stations d'épuration. Les maçons ne savent parfois ni lire ni écrire, et dans ce cas les plans ne sont d'aucune utilité sur le site. Ceci exige soit la présence régulière sur le terrain de personnel d'encadrement qualifié pour lire les plans, soit de mettre au point des schémas structurels très simplifiés.

En plus d'arriver à dresser des plans, ils doivent aussi maîtriser les détails de structure, parce que ceux-ci peuvent s'avérer cruciaux pour le bon fonctionnement des installations. On ne peut pas trop insister sur l'importance capitale d'exécuter correctement les détails structurels. Il ne faut pas se lancer dans des modifications des détails structurels standard, même si ces modifications paraissent intéressantes sur les plans économique et d'efficacité, à moins d'une compréhension approfondie des mesures envisagées. Par exemple, un rebord en dents de scie ne sert à rien si le niveau de l'eau est aligné avec le haut des dents plutôt qu'avec la base.

3.5.3 Le substrat

Les propriétés qualitatives et quantitatives des eaux usées déterminent le type de traitement le mieux adapté d'un point de vue scientifique. Le choix final du type de traitement dépend des conditions géographiques, structurelles et socio-économiques. Des compétences sont nécessaires pour analyser et évaluer le produit brut, pour déterminer le type de traitement adapté, et de confronter ce choix à la réalité sur place. S'il n'existe pas de telles compétences sur place, la standardisation ne sera possible

que pour des eaux usées de composition similaire et dans la même région. Ainsi, l'expert local devrait au moins arriver à distinguer entre les eaux usées "standard" et les autres. Pour ce faire, il y a besoin dans l'équipe chargée de la diffusion de quelqu'un qui soit capable d'interpréter des résultats d'analyses, ou tout du moins qui comprenne le rôle des données d'analyse dans le choix d'un modèle approprié. De plus, il faut quelqu'un qui puisse recueillir des échantillons représentatifs d'eaux usées et qui puisse interpréter les résultats de ces analyses pour le technicien.

Les unités d'épuration décentralisées doivent avoir un faible besoin d'entretien. Ainsi, les produits chimiques, tels que les flocculants doivent être "interdits" si on peut obtenir les mêmes résultats avec des mesures structurelles. Néanmoins, il se peut que l'utilisation de ces produits soit inévitable dans les cas où il y a un déficit nutritionnel qui freine la croissance de la population bactérienne (un déséquilibre phosphore/azote, par exemple). Des compétences en biochimie sont alors nécessaires pour décider des mesures à prendre.

3.6 L'aspect légal

3.6.1 L'environnement politique

Le climat politique joue un rôle aussi important que le cadre administratif dans la diffusion des systèmes DEWATS. Il est important de savoir que s'en sont les moteurs et quel est le rôle des différents acteurs. Il est important de connaître les lois et les règles mais aussi de savoir avec quel zèle elles sont appliquées et où, en pratique, se limitent les pouvoirs de contrôle de l'administration. Des inefficacités du

cadre réglementaire peuvent au pire relever du domaine de la moralité pour les leaders politiques; ces mêmes inefficacités, ainsi que leur évolution dans le temps, deviennent des paramètres à prendre en compte dans les prévisions quand il s'agit de mettre en place un programme de diffusion de systèmes DEWATS.

Toute politique est basée sur une information concernant des faits pertinents. Certaines données scientifiques ou techniques sont importantes à connaître de manière à mettre en place une politique adaptée et pour faire adopter des lois et décrets appropriés. L'information essentielle que chaque décideur devrait connaître c'est certainement que chaque étape d'un traitement retire une certaine fraction mais jamais la totalité de la charge polluante entrante. Il est aussi important de savoir que les systèmes DEWATS fonctionnent sur le principe d'un fonctionnement durable du traitement des eaux usées, et que seuls les systèmes simples et robustes peuvent garantir ce service. Mais en pratique, il n'existe pas de système d'épuration durable sans entretien. Dans les systèmes DEWATS, ces opérations nécessaires sont réduites au minimum.

3.6.2 Priorités politiques

C'est un fait établi que les préférences politiques et administratives vont à de grandes installations centralisées de transport et de traitement des eaux usées. Ceci peut se comprendre dans la mesure où la plupart des eaux usées proviennent d'agglomérations urbaines. Les eaux usées domestiques provenant des villes de grande et moyenne importance représentent à elles-seules la plus importante source de pollution de l'eau,

juste devant les eaux usées d'origine industrielle concentrées dans la périphérie des villes. En Inde, par exemple, on a estimé que seulement 50% des eaux usées qui se déversent finalement dans le Gange sont collectées et traitées dans des stations d'épuration urbaines. Les 50% restant se déversent sans traitement dans la nature. Jusqu'où ce potentiel sera transformé en une demande pour des systèmes DEWATS dépend de la politique adoptée et du sérieux avec lequel elle sera appliquée.

La plupart des gouvernements se voient obligés d'établir un compromis entre les intérêts économiques et environnementaux de leur pays. L'historique du traitement des eaux usées en Europe et en Amérique du Nord reflète bien la lutte entre l'économie et l'écologie. Hier comme aujourd'hui, l'état de l'art des technologies des eaux usées et son cadre réglementaire sont le résultat de cette dialectique.

La même chose semble se produire dans les pays en voie de développement, avec la différence notable que les techniques de traitement sont importées des pays industrialisés. Les critères environnementaux, c'est-à-dire les normes de rejet pour les eaux usées, sont ainsi déterminés en fonction des technologies avancées existantes, et non en fonction de l'état de l'économie des pays concernés. Ceci mène à une situation curieuse, dans laquelle on impose des critères stricts de rejet de polluants, mais parce que l'application de ces critères reviendrait trop cher, le pollueur individuel soit ne met en place aucun système de traitement, soit se débrouille avec un système bidon, simplement pour faire plaisir au responsable du contrôle de l'environnement. Dans les deux cas, rien n'est fait pour la protection de l'environnement.

On pourrait arriver à un bien meilleur résultat avec des normes réalistes et accessibles, la probabilité serait alors plus grande que les pollueurs individuels les appliquent.

"Une précipitation indue pour adopter des normes trop strictes pour le moment peut entraîner le recours à une technologie inadaptée dans le but d'atteindre des objectifs hors d'atteinte et de prix, et, en ce faisant, mener à une situation impossible. Il y a un grand danger à instaurer des normes, puis à les ignorer. Il est souvent préférable de définir des normes appropriées et abordables, et d'envisager de les modifier par étapes, lorsque la réalisation en devient abordable. De plus, un tel système permet à chaque pays de développer ses propres normes et laisse suffisamment de temps pour la mise en place d'un cadre légal adapté et pour le développement des structures institutionnelles nécessaires pour le faire respecter"

(Johnson et Horan: "Développement institutionnel, Critères et Qualité de l'Eau", WST, Vol. 33, N° 3, 1996).

Il est important aussi qu'une loi soit appliquée dans le sens où elle a été pensée. Ceci n'est possible que si la technologie est entièrement comprise. Il est intéressant de noter qu'une étude au cas par cas des pollueurs avait été proposée en Angleterre à la fin du siècle dernier, mais qu'elle avait été abandonnée en raison des complications administratives et de peur que n'en résulte un relâchement dans les normes de qualité des eaux déchargées. Pourtant, alors que l'on commence aujourd'hui à prendre au sérieux l'idée d'un traitement décentralisé des eaux usées, de telles mesures pourraient enfin s'appliquer. Dans le cas d'un traitement en lagunes, Duncan Mara donne un exemple:

"Si l'on pouvait tenir compte de la DBO filtrée, alors un temps de séjour d'une journée dans une lagune anaérobie suivi de 4 jours dans une lagune

facultative suffirait pour faire baisser la DBO de 300 à 30 mg/l filtré, mais seulement à 60 mg/l non filtré; la réduction de la DBO jusqu'à 30 mg/l non filtré nécessiterait des séjours de 3 jours chacun dans deux lagunes de maturation - ce qui augmente le temps de rétention de 120 % ! C'est ainsi que la question filtré/pas filtré à des conséquences économiques majeures. Ceux qui s'inquiéteraient des conséquences du déversement des algues des lagunes dans les eaux réceptrices devraient se rappeler qu'elles produiront de l'oxygène pendant la journée, mais que, plus important, elles seront rapidement consommées par la faune du milieu,... C'est ainsi que les lagunes de maturation ne sont pas toujours nécessaires."

(D. Mara, "Réponse appropriée" dans WQI Mai/ Juin 1997).

Un autre obstacle à l'obtention d'un degré satisfaisant de traitement sont les grands chantiers qui n'ont aucune chance d'être mis en place dans un temps raisonnable, compte tenu des ressources locales. Alors que des solutions intermédiaires plus modestes auraient plus de chances d'aboutir. De plus, dans toutes les villes et capitales en pleine expansion, les limites des agglomérations sont rapidement dépassées par la construction de nouvelles banlieues qui ne sont souvent même pas prévues dans le projet initial. D'un autre côté, si le projet s'élargit encore, sa mise en oeuvre dépassera rapidement les possibilités économiques et logistiques de la municipalité. Une solution générale, comprenant des systèmes décentralisés appropriés peut améliorer considérablement la situation, bien que cette mesure doive être considérée comme "temporaire" ("temporaire", comme les bidonvilles, par exemple, qui ont souvent tendance à se pérenniser).

3.6.3 Aspects légaux concernant les secteurs d'application des DEWATS

3.6.3.1 Zones habitées

Le soutien administratif à la diffusion des systèmes DEWATS doit faire des distinctions entre les zones à faible revenu, les zones d'habitations de la classe moyenne et les "enclaves" à revenu élevé. Une approche pragmatique consiste à prendre un arrêté "temporaire" (ou un schéma directeur à court terme) pour un périmètre donné, qui reflète à la fois la situation économique et écologique. On ne doit pas prendre comme référence un niveau ultime de traitement mais plutôt le potentiel économique et logistique qui permettrait de réellement mettre en oeuvre des mesures, et de faire appliquer ces arrêtés "temporaires". Etant donné le rôle essentiel joué par les conditions inhérentes à un site donné, la mise en place de mesures en valeurs absolues ne correspond pas à grand-chose, alors que des lignes directives seraient plus appropriées. De telles directives devraient prendre en compte:

- J des éléments qui peuvent être pris en considération dans l'immédiat, comme les systèmes de traitement des eaux qui peuvent être mis en oeuvre par les pollueurs individuels ou des groupes de pollueurs au moment de la construction de leur habitat.
- des éléments qui resteront valables même quand un schéma directeur global sera mis en oeuvre.
- des éléments temporaires qui peuvent avoir une durée de vie ou une efficacité moins importante que les structures "pérennes".

L'idée principale derrière ces arrêtés temporaires est plus d'imposer certaines mesures en conformité avec l'esprit des DEWATS, que de fixer des normes de qualité d'eaux de rejet qui soient difficiles à contrôler et difficiles à atteindre. Des systèmes durables de traitement anaérobie brut, comme les filtres anaérobies ou fosses septiques compartimentées, seraient efficaces dans de tels cas. Des conduits d'égout de plus petit diamètre pourraient être utilisés plus tard si ces systèmes de pré-traitement étaient maintenus en fonctionnement permanent. Un service centralisé d'entretien ou la gestion d'un service décentralisé d'entretien serait nécessaire pour garantir le fonctionnement du système.

Dans les enclaves à haut revenu, il serait envisageable d'installer un système de traitement secondaire individuel sous forme de filtres à graviers recouverts de végétation, si les eaux de réception ne sont pas trop éloignées. Dans les autres cas il vaut mieux que le traitement secondaire ait lieu dans des unités semi-centralisées, comme des lagunes, ce qui revient le plus souvent moins cher à la construction et en fonctionnement. Les canalisations deviennent nécessaires dans ce cas-là.

3.6.3.2 Hôpitaux, écoles, lotissements, camps militaires, hôtels, ...

Un bâtiment tertiaire est parfois le seul pollueur d'une certaine importance dans un environnement rural par ailleurs propre et sain. Dans ce cas, le traitement décentralisé permanent sera la seule solution.

Une analyse réaliste des méthodes de traitement possibles devrait servir de guide aux mesures de contrôle de l'administra-

tion pour atteindre le plus haut degré de protection de l'environnement. Le potentiel du système DEWATS le plus approprié devrait servir de base à l'élaboration de normes de rejet et au choix des systèmes de traitement. La durée et la pérennité doivent prévaloir sur les performances théoriques les plus élevées.

Dans le cas de nouvelles installations, seules les solutions de traitement répondant aux critères des systèmes DEWATS ont une chance de fournir un service permanent et viable. Les installations faisant appel à des techniques artificielles d'oxygénation ne devraient pas être autorisées, puisqu'il est possible de les éteindre, sans préjudice direct sur le pollueur lui-même. Il est du devoir des autorités de contrôle de la pollution de proposer les systèmes DEWATS si l'organisme pollueur ou son architecte ne sont pas familiers avec ses systèmes. Il ne devrait pas être difficile de faire appliquer les arrêtés nécessaires pour cela, dans la mesure où les systèmes DEWATS sont de toute manière probablement les moins chers.

Une station d'épuration coopérative peut être la meilleure solution, mais ceux à qui l'on impose de coopérer n'en sont peut-être pas convaincus

3.6.3.3 Complexes industriels

Les complexes industriels sont un conglomérat d'entreprises qui produisent des eaux usées de volume et de charge variables. Une station d'épuration centralisée est souvent la meilleure solution, mais il est parfois difficile de convaincre tous les entrepreneurs de participer financièrement à un

système d'épuration coopératif, lorsque seuls quelques-uns d'entre eux produisent la majorité des déchets.

En revanche, si l'on opte pour la solution d'un traitement individuel, l'application des normes de rejet générales peut s'avérer inéquitable pour certaines entreprises, et peut même en décourager de s'installer sur le site. Quand on est en présence d'une majorité d'entreprises produisant une faible quantité de rejets, et de quelques-unes seulement dont les rejets mériteraient un contrôle plus strict, il est peu probable qu'une application stricte des normes de rejet à ces seules entreprises conduirait à une qualité de l'eau acceptable en aval du complexe industriel. En effet, les nombreux petits pollueurs peuvent avoir un impact plus néfaste pour l'environnement que les deux ou trois gros. Une application plus souple de la loi se justifierait peut-être, et augmenterait certainement les chances de protéger efficacement l'environnement, dans la mesure où des normes moins sévères auraient plus de chances d'être respectées. Mais c'est à l'administration d'en décider. Si les normes de rejet sont appliquées de manière rigoureuse, les entreprises les plus grandes et les plus prospères risquent d'opter pour des solutions conventionnelles (non-DEWATS), ce qui ne veut pas dire qu'elles ne fonctionneront pas, à condition que le contrôle et la maintenance soient bien assurés. Mais les entreprises plus petites et plus fragiles économiquement risquent de peiner, et seront donc tentées de tricher sur la qualité de leurs effluents à chaque fois que c'est possible.

Les PMI qui produisent une certaine quantité d'eaux usées ont besoin de terrain pour les systèmes de traitement final, comme

des lagunes ou des lits à macrophytes pour lesquels la régénération en l'oxygène se fait par sa surface. Il serait envisageable de leur fournir le terrain individuellement ou au complexe dans son ensemble à un prix intéressant. Les nouveaux complexes industriels sont rarement connectés au réseau d'égouts dès leur construction. Il faut donc dans ce cas que du terrain soit mis de côté pour les traitements secondaires ou tertiaires, dès la phase de planification du projet. Les complexes existants pourraient utiliser les canalisations d'égouts à ciel ouvert comme fossés d'oxygénation naturelle pour le traitement secondaire, si le responsable chargé du contrôle de la pollution accepte d'appliquer les normes de rejet à la sortie du complexe lui-même, plutôt qu'à la sortie des parcelles occupées par chaque entreprise.

3.7 Stratégie de diffusion

Il serait présomptueux, ou tout du moins prématuré de prétendre connaître la stratégie de diffusion adaptée aux systèmes DEWATS sans avoir à l'esprit une situation particulière. Les stratégies de diffusion des technologies décentralisées doivent s'appuyer explicitement sur des faits et des acteurs locaux, tout en tenant compte de certains facteurs extérieurs, tels que:

- les impératifs techniques (tout d'abord),
- le cadre légal,
- les conditions pour la mise en place de l'infrastructure nécessaire, y compris une probable structure d'encadrement.

3.7.1 Les composantes de la diffusion

3.7-1-1 L'information

Le terme de "sensibilisation" ne couvre pas suffisamment le sujet. Il se peut qu'il y ait besoin de sensibilisation au niveau de l'administration, mais dans la plupart des pays, il existe des règles et des lois qui indiquent que la sensibilité existe dans de nombreux pays. Une fois sensibles au problème, les consommateurs ont besoin d'information sur les solutions potentielles. Connaître les techniques revient à en connaître les limites et les conditions de mise en valeur du potentiel. En plus des consommateurs directs, les administrateurs et les réalisateurs potentiels, tels que les ingénieurs et les constructeurs, ainsi que le grand public, doivent être informés.

3.7-1-2 Réglementation

La réglementation en matière de normes de rejets joue un rôle important dans la mesure où elle crée un besoin de traitement et oriente le choix des technologies appropriées à ce traitement. Elle se doit d'être suffisamment flexible pour laisser la place à des alternatives appropriées, sans pour autant porter atteinte aux besoins en matière d'environnement.

3.7-1.3 Financement

Le traitement des eaux usées a un facteur coût et représente un investissement important pour la plupart des pollueurs. Les incitations financières peuvent servir à accélérer la mise en place d'une nouvelle technologie au moment de son introduction, mais ne doivent pas être perçues

comme un outil systématique de mise en oeuvre. Par contre, il est important pour les pollueurs d'avoir accès à des prêts bancaires à des conditions préférentielles pour les PMI.

3.7.1.4 Mise en oeuvre

Les systèmes DEWATS ne sont pas très attractifs pour les ingénieurs en raison du faible volume de construction servant de base au calcul des honoraires d'ingénierie. Un système de subvention aux tarifs d'ingénierie pourrait être envisagé pour arriver à persuader des bureaux d'études et d'ingénierie de proposer des systèmes DEWATS plutôt que d'autres systèmes "conventionnel d'épuration fabriqués à partir d'éléments tout faits. Ces mesures d'incitation représentent un investissement social mesurable en regard des gains futurs provenant d'un environnement propre. Dans le même esprit, il serait tout à fait concevable de rémunérer les ingénieurs qui forment des entrepreneurs dans les techniques de construction des systèmes DEWATS. Une condition préliminaire à cela, c'est que les ingénieurs eux-mêmes aient des connaissances et des compétences suffisantes dans ces systèmes.

3.7.1.5 Fonctionnement

Aucune station d'épuration ne peut fonctionner en permanence sans un minimum d'entretien et de surveillance. Il paraît impossible d'être assuré que le pollueur saura assurer la maintenance, lorsqu'arrivera le moment de le faire pour la première fois. Un entretien garanti par un professionnel, en parallèle avec une formation de

l'utilisateur, au moins pendant quelques années, doit faire partie du contrat entre fournisseur et client.

3.7.1.6 Contrôle

Plus que la réglementation elle-même, ce qui importe c'est le contrôle de son application. Lorsqu'il n'est pas possible pour des raisons financières d'inclure dans une stratégie de diffusion un mécanisme approfondi de contrôle, alors celui-ci doit s'appuyer sur la mise en place d'options technologiques fiables, parmi lesquelles on retrouve les systèmes DEWATS.

Ne pas confondre PEU d'entretien et PAS d'entretien

3.7.1.7 Valorisation des ressources

Le traitement des eaux usées ne fait pas forcément appel aux mêmes compétences que la valorisation des effluents et des boues, que ce soit en agriculture ou en pisciculture. L'utilisation du biogaz fait partie encore d'un autre cercle de compétences. Si la valorisation des sous-produits fait partie intégrante d'une stratégie de diffusion, il faut faire appel à ou intéresser les associations ou experts individuels concernés par cette valorisation.

3.7.2 Les moteurs de la diffusion

3.7.2.1 Le gouvernement

Les gouvernements sont les premiers concernés par la protection de l'environnement et par conséquent, par la diffusion des sys-

tèmes DEWATS. Le premier rôle d'un gouvernement est l'élaboration et l'application d'un cadre légal adapté. Ceci peut aller jusqu'à des réductions d'impôts, des subventions directes ou indirectes, sous forme de garantie pour les prêts bancaires, par exemple. De nos jours, les subventions directes ne sont pas en vogue en raison du danger intrinsèque de gêner la concurrence. C'est pourquoi l'accent est mis sur un appui financier indirect pour la sensibilisation, la recherche, la formation, ou la mise en place d'infrastructures au sein d'organisations non gouvernementales, d'entreprises privées ou d'associations professionnelles pour élargir le champ de la diffusion. Les idées de projets sont à rechercher auprès de ces acteurs.

3.7.2.2 Organisations non gouvernementales

Le rôle des ONG peut être multiple. Une partie importante de leurs activités consiste à défendre les groupes sociaux les plus faibles victimes d'abus de la part de personnes physiques ou morales, publiques ou privées. Bon nombre d'ONG aujourd'hui luttent pour une justice en matière d'environnement. Il n'est pas rare de voir des ONG lutter contre la violation des normes en matière de pollution et forcer l'administration à prendre toute mesure légale qui s'impose à [l'encontre des pollueurs. Il est arrivé qu'elles obtiennent d'un gouvernement qu'il modifie des lois et arrêtés jugés archaïques.

Le rôle des ONG peut aussi recouvrir la mise en oeuvre et la formation technique tant qu'une activité normale de marché, impliquant des ingénieurs et des entrepreneurs ne s'est pas mise en place. Il faut

bien se rendre compte ici que le traitement des eaux n'est pas une question de propagande, mais une question de sciences naturelles appliquées. Une ONG ne peut pas s'improviser comme agence de mise en oeuvre sans avoir recours de façon durable à des personnes ayant un bagage scientifique et technique adéquat.

L'épuration n'est pas une affaire de propagande, mais de sciences naturelles appliquées

Traditionnellement, les ONG commencent à partir d'un cas exemplaire, et s'orientent vers une approche beaucoup plus générale à force d'accumuler l'expérience et les compétences. Les ONG ont un potentiel inhérent pour assurer une diffusion efficace des systèmes DEWATS lorsqu'elles bénéficient du soutien, entre autres financier, de personnes et d'organismes influents.

3.7-2.3 Projets de développement

es projets de développement permettent soit de créer un modèle à échelle réelle, et de le gérer au mieux à des fins de démonstration, soit d'encourager et de mettre en place des mesures qui ont une influence à l'extérieur et au-delà du projet.

Pour arriver à démontrer une idée générale, il peut s'avérer efficace de créer un modèle de la réalité qui soit gérable et contrôlable, dans lequel tout fonctionne à merveille, mais il serait faux de s'imaginer que ce modèle représente une situation réelle, dans la mesure où les dépenses qui s'y rattachent n'ont rien à voir avec la réalité.

Des programmes de diffusion en milieu rural de digesteurs à biogaz, ainsi que d'autres programmes de développement, ont montré que ces pilotes perfectionnés ne donnent pas une image de ce qu'il est possible de réaliser. L'organisation structurelle bien trop onéreuse que demandent de tels programmes transforme les résultats en contre-performances. La pression ressentie pour soumettre une solution parfaite n'a, dans bien des cas, pas aidé à trouver une solution viable, une fois que le projet était terminé.

Le traitement décentralisé des eaux usées est un sujet particulièrement complexe, grandement influencé par les conditions politiques et socio-économiques du moment. Un projet de développement n'est rien qu'un apport minime, qui se justifie dans la mesure où il apporte un mieux dans un secteur limité, en aidant à "désembrouiller" quelques fils dans une situation générale qui reste pour le moins compliquée et confuse.

Les projets de développement qui s'appuient sur des agences gouvernementales ou des ONG locales et bénéficient d'une aide financière extérieure peuvent pallier à certaines déficiences financières ou structurelles. C'est le type et les caractéristiques de l'organisme local partenaire qui détermine par-dessus tout le type et les caractéristiques de tout projet de développement.

3-7-3 Approche d'une diffusion

3.7.3.1 Mise en oeuvre individuelle

La diffusion des systèmes DEWATS passe d'abord par la construction d'autant de sys-

tèmes que possible. Tout ingénieur privé qui sait dresser les plans et initier la mise en place d'un système DEWATS pour ses clients est un acteur parfait pour la diffusion, à conditions que ses installations soient bien dessinées, bien construites, bien gérées et bien entretenues. Mais son efficacité dans ce domaine dépend de sa capacité à trouver de nouveaux clients, grâce à la publicité faite par la qualité de son travail.

La mise en oeuvre individuelle constitue la procédure normale de diffusion pour les bâtiments et les structures bâties, y compris des systèmes de traitement classiques comme les fosses septiques. On trouve facilement des plans de fosses septiques de différentes tailles et leur élaboration ne requiert pas plus en matière de savoir-faire que n'importe quelle autre structure bâtie. Ce qui signifie que toute entreprise du bâtiment est à même de gérer l'installation d'une fosse septique, comme celle de toute autre bâtiment. Dans le cas des filtres anaérobies et des lits à macrophytes, on ne peut pas arriver à une standardisation complète sans porter atteinte à l'économie et aux principes de base de ces systèmes. La mise en oeuvre individuelle demande

dans ce cas-là un niveau de compétences plus élevé. Ceci peut être assuré par une formation, ou en faisant superviser les travaux de construction de ces structures "inhabituelles" par du personnel compétent. Mais l'une ou l'autre de ces solutions fait appel à une infrastructure pour l'exécution et le financement de ces services.

La diffusion des fosses septiques compartimentées et du lagunage peut se faire avec un niveau de compétences moindre.

3.7-3-2 Diffusion sectorielle

La mise en oeuvre individuelle pourrait constituer la meilleure forme de diffusion, s'il existait des plans standardisés, au moins pour les cas de figure les plus courants. Toute stratégie de diffusion s'appuyant sur des acteurs de niveau professionnel relativement bas a intérêt à s'orienter vers une approche sectorielle. On peut concevoir par exemple, un système de traitement type pour des lotissements dans une ville donnée, des hôpitaux ruraux en région vallonnée, ou pour des hôtels ou des centres de vacances au bord d'un lac. On peut aussi envisager de standardiser les stations de traitement des installations de production de feuilles de latex dans les fermes cultivant l'hévéa, comme pour celles de moulins à riz ou de conserveries. /

Avant de propager des plans standard sur des secteurs entiers, il convient de construire et de faire fonctionner au moins quelques installations de manière à accumuler à la fois du savoir-faire et des données fiables pour le dimensionnement. La question se pose

Tableau 2:

Composition moyennes des eaux usées domestiques selon l'origine géographique

Quelques ex. d'eaux usées domestiques					
exemples	DCO	DBO ₅	DCO/ DBO ₅	MeS	Flux
	g/hab.*j	g/hab.*j		g/hab.*j	l/hab.*j
Inde urbain	76	40	1,90	230	180
USA urbain	180	80	2,25	90	265
Chine W.C. pub.	760	330	2,30	60	230
Allemag. urbain	100	60	1,67	75	200
France rural	78	33	2,36	28	150
France urbain	90	55	1,64	60	250

BORDA

encore une fois de savoir qui va financer et mener à bien ces essais. Une stratégie de diffusion sectorielle demande une infrastructure de planification et de contrôle.

Il est néanmoins probable que l'approche sectorielle pure ne soit pas efficace, en raison de la demande en compétences dans le domaine des systèmes DEWATS, lesquelles sont encore rares. Les clients potentiels confrontés à des problèmes autres que standard, sont susceptibles de s'adresser à tout installateur de ces systèmes standardisés, sans chercher s'il a des compétences dans le secteur spécifique concerné. L'ingénieur ou le constructeur perdra peut-être beaucoup de temps à visiter de telles installations et à essayer de trouver des solutions adéquates, soit dans le but d'asseoir une bonne image de son entreprise, soit simplement parce qu'il aura besoin de clients.

7.3.3 Commercialisation

Toute technologie doit faire ses preuves "sur le marché". Si les clients ne veulent pas des systèmes DEWATS, le concept de traitement décentralisé des eaux usées passera à côté du but. Il faut "vendre" les systèmes DEWATS. Cependant les arguments de merchandising doivent être ciblés sur la spécificité de la technologie et non copiés sur une campagne de promotion d'une marque de produit prêt-à-consommer.

Par exemple, pour faire la promotion de chaussures de sport de marques "Adidas" ou "Nike" il faut un produit et beaucoup de bfttage autour du nom pour le faire connaître du public ciblé. La marque véhicule une image qui permet de vendre le produit à un prix bien au-dessus du prix de fabrication et même du prix de revient,

promotion comprise. Ces chaussures peuvent facilement être transportées en n'importe quel endroit de la planète, et quand elles sont vendues, l'affaire est terminée.

Une station d'épuration des eaux, ce n'est pas comme une paire de chaussures

Pour d'autres produits, ce n'est pas si simple. Lorsque "Toyota", par exemple, a conquis le marché européen, ou lorsque "Volkswagen" s'est implanté aux Etats-Unis, la première chose qu'ils ont fait a été de développer un réseau de garages agréés. Parce qu'ils savaient que personne n'achèterait une voiture sans être assuré d'avoir accès à des services après-vente professionnels. La vente n'a véritablement commencé que lorsque le réseau a été opérationnel. Les clients savaient conduire ces voitures et faire le plein, et on leur a dit quand ils devaient la faire réviser dans un garage agréé du réseau. Les clients savaient aussi qu'un véhicule mal entretenu n'est ni fiable, ni revendable. Et comme dans le cas des chaussures de sport, le prix des voitures ne dépend pas uniquement du coût de fabrication, ni des bénéfices escomptés, mais de l'image qu'elles donnent de leur propriétaire.

Les systèmes DEWATS ne sont ni des chaussures, ni des voitures. Ce sont des systèmes coûteux, encombrants, parfois malodorants, qui demandent une présence continue, et qui ne peuvent pas être produits en série en usine. Les plans doivent être adaptés au terrain, et la réalisation doit avoir lieu sur le site par des ouvriers le plus souvent peu qualifiés. Le client n'est pas fier de sa station, comme il peut l'être

Tableau 3:

Données moyennes sur les eaux usées d'origine industrielle

Composition moyenne des eaux usées industrielles					
Production	DCO	DBO ₅	Matières décant.	DCO/ DBO ₅	Autres indices
	mg/l	mg/l	mg/l		
Cuir	860	290	1.168	3,0	pH 8,8
Colle (de peau)	6.000	3.100	25	1,9	
Colle (de cuir)	1.600	340	75	4,7	
Far. Poiss	6.100	1.560	20	3,9	pH 8,2
Papier	820	410		2,0	Cl 6400 mg/l
Pharmaceut.	1.920	1.000		1,9	pH 6,5 - 9
Amidon - maïs	17.600	11.540	25	1,5	N 800 mg/l
-idem- (eau recycl.)	2.920	1.700		1,7	N 25 mg/l
Pectine	13.800	5.800		2,4	pH 2; N 700 mg/l
Huile végétale	600	350	1	1,7	pH 5-9
Chips	1.730	1.270	820	1,4	
Jus: conserv.	550	800	20	0,7	pH 4,6 - 11,4
Poisson	1.970	1.390	60	1,4	Cl 3020 mg/l
Bière	1.420	880		1,6	
Levur	15.000	10.250	5	1,5	pH 4,8 - 6,5

ATV

de sa voiture ou même de ses chaussures (il n'y a que des spécialistes de l'assainissement pour être fiers d'une station d'épuration). Tout ce que le client veut d'une station d'épuration, c'est un service, mais il ne veut pas se préoccuper de son fonctionnement interne. C'est pourquoi il faut s'y prendre autrement pour "vendre" des systèmes DEWATS.

Il n'y a pas de puissante compagnie financière derrière les systèmes DEWATS pour préparer le terrain avant leur venue sur le marché. La stratégie de commercialisation des ces systèmes dépend tout d'abord de la disponibilité immédiate du produit. Il faut des ingénieurs et des entreprises sur le terrain pour vendre des DEWATS. Et le "terrain", ça peut être un endroit perdu à plusieurs heures de route de leur bureau. Néanmoins, la publicité, c'est-à-dire la sensibilisation du public à l'existence du produit peut se faire bien avant que le produit ne soit disponible. La question qui se pose est de savoir quel doit être le sujet de

la campagne s'il n'existe pas de produit prêt à être commercialisé, et que le prix de ce futur produit n'est pas encore déterminé.

Les experts en merchandising savent que toute stratégie de commercialisation commence à partir du potentiel technique et économique de l'entreprise qui commercialise, et a atteint son objectif lorsque le client a mis l'argent sur la table pour acheter le produit. Toute stratégie de marketing qui se respecte est basée sur la connaissance, dans le contexte local, du pouvoir d'achat et de la capacité de l'offre. Le meilleur commercial du monde ne peut pas vendre un produit qui n'est pas disponible à un client qui n'a pas l'argent pour l'acheter.

L'on ne doit pas oublier qu'un produit est difficile à vendre si on ne peut pas en montrer des exemples convaincants au client avant de conclure l'affaire. C'est pourquoi des stations d'épuration de démonstration en fonctionnement sont une condition vitale pour le succès de leur commercialisation.

4 ECONOMIE

4.1 Economie du traitement des eaux usées

Les eaux usées, comme leur nom l'indique, sont usées après avoir servi à un usage bien particulier. Le traitement des eaux usées pour leur rendre leur qualité originale est un processus en lui-même, et qui a un prix. Si le traitement des eaux usées était rentable en soi, on aurait inventé le mouvement perpétuel. Au lieu de cela, il faut bien se rendre à l'évidence: le traitement des eaux usées a, de fait, un facteur coût.

Le coût du traitement dépend du degré et du type de pollution de l'eau, ainsi que du degré de purification souhaité. Ce coût peut être réduit si l'on évite de polluer sans raison, en choisissant un degré de traitement adapté, et dans certains cas, en réutilisant l'eau et les boues et/ou en valorisant le biogaz. La récupération d'autres matières premières pour leur réintroduction dans le processus industriel n'a lieu que très rarement avec les systèmes DEWATS.

Le besoin objectif (et l'exigence légale) de traitement des eaux usées aujourd'hui est le résultat de la pollution passée. Jusqu'à quel point on peut justifier le traitement des eaux usées sur le plan économique dépend des paramètres pris en compte dans le calcul économique. Un des paramètres difficiles à estimer est celui de la protection de l'environnement. Comment cette protection doit être prise en compte sur le plan économique reste à déterminer, mais la question de savoir si les eaux usées doivent être traitées a été tranchée une fois pour toutes. La conséquence en est

qu'il existe des lois et des arrêtés exigeant une certaine qualité de l'eau usée rejetée dans l'environnement. Ceci revient à dire que tout pollueur doit soit traiter l'eau rejetée, soit ne pas la rejeter dans l'environnement, quel qu'en soit le coût. A partir de là, on peut commencer à prendre en compte des considérations économiques.

En termes économiques, la question "Combien ça coûte?" ne vient qu'en seconde position après "Pourquoi ça coûte?"

Tout d'abord, les économies en termes de traitement des eaux usées passent par une réduction la plus importante possible des dépenses inévitables. Prendre des mesures économiques signifie reconnaître l'environnement économique prépondérant et y adapter les systèmes de traitement - ou, si possible créer un environnement économique compatible avec, et favorable au système choisi.

Le coût de l'épuration pour un type d'eau usée donné dépend de plusieurs facteurs:

- les normes légales en matière de rejet,
- le système de traitement choisi,
- le degré de valorisation des effluents, des boues et de l'énergie (biogaz)

Le choix du système de traitement et l'opportunité de valoriser les sous-produits dépendent pour beaucoup des prix des matériaux de construction et de la main-

d'oeuvre pour l'entretien. La question des normes raisonnables de rejet a été traitée dans le chapitre "Diffusion" et ne sera pas rediscutée ici.

4.2 Options de traitement

Sur un plan politique ou d'aménagement du territoire la première question que l'on se pose concerne le degré d'épuration de l'eau et de centralisation du rejet, et le choix ou non d'épuration à la source et de rejet individuel dans la nature. Cette décision dépend de nombreux paramètres environnementaux, sociaux, techniques et économiques, en sachant que la décision finale risque de dépendre du lieu de rejet final. En ce qui concerne les eaux usées domestiques, une densité de population de plus de 200 à 600 personnes par hectare a été fixée par Alaerts et al., comme étant la limite pour un traitement centralisé. En fait, cette règle très générale ne doit être appliquée qu'avec précaution, et ne concerne pas les zones ayant aussi des rejets d'origine industrielle.

Il faut tenir compte des arguments suivants quand on veut comparer des systèmes centralisés et décentralisés de traitement des eaux usées:

- il existe une économie d'échelle bien définie pour les stations d'épuration tant que le niveau de technologie reste le même.
- les systèmes DEWATS sont en principe, mais pas toujours, moins chers, puisqu'ils utilisent une technologie moins développée que les stations traditionnelles.

- il existe des coûts incontournables de canalisations dans le cas de systèmes centralisés, qui peuvent inverser l'économie d'échelle; le réseau de canalisations peut coûter jusqu'à 5 fois plus que la centrale de traitement elle-même.
- le coût du traitement augmente plus vite que le degré d'épuration.
- les coûts de gestion sont en principe, mais pas toujours, directement liés à la taille et au nombre des installations.

Il existe plusieurs alternatives dans l'organisation du traitement et du rejet des eaux usées:

- un rejet contrôlé sans traitement (percolation par le sol, dilution dans des eaux de surface).
- un traitement dans une unité centralisée raccordée à un réseau de canalisations ou à des canalisations séparées.
- un traitement dans plusieurs unités de taille moyenne raccordées à un réseau de canalisations ou des canalisations séparées.

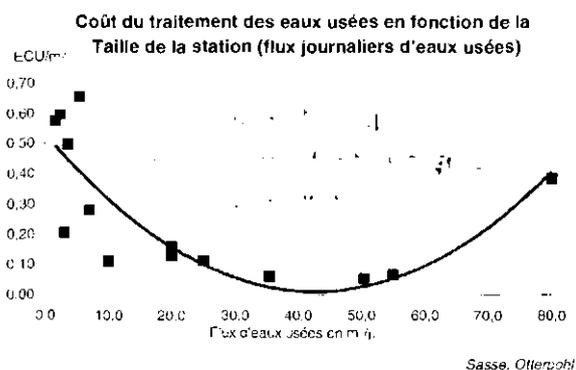


Fig. 4: Coût de l'épuration par m³ de flux journalier. Les plus grandes installations font appel à une technologie plus sophistiquée ce qui peut entraîner une augmentation des coûts d'épuration

J un traitement primaire et secondaire dans des unités décentralisées raccordées par canalisations à une unité centrale pour le traitement final.

- un traitement entièrement décentralisé avec rejet final directement dans la nature ou relié à un réseau d'égout communal.

Le présent ouvrage traite de l'option des systèmes DEWATS et tente d'en décrire les particularités. Il n'est pas envisageable de traiter ici de l'ensemble de la problématique de l'adéquation des systèmes d'assainissement et des diverses formes de communauté. Il existe déjà suffisamment d'excellents travaux réalisés et publiés par des spécialistes dans différents pays. En voici un exemple parmi de nombreux autres:

Alaerts, G.J., Veenstra, S., Bentvelsen, M., van Duijl, LA. et al: "Feasibility of anaerobic Sewage Treatment in Sanitation Strategies in Developing Countries" (Faisabilité du traitement anaérobie des eaux usées dans les stratégies d'assainissement des pays en voie de développement) Rapport IHE Série 20, Institut International d'Ingénierie Hydraulique et Environnementale, Delft 1990.

Une fois que l'on a arrêté le choix de la décentralisation, c'est au pollueur individuel de choisir le système de traitement le mieux adapté à son cas. Néanmoins, il est rare que l'on soit confronté à de réelles alternatives économiques. L'Académie des Sciences Techniques du Danemark écrit dans son rapport d'évaluation 1984:

"... Il a été démontré que l'on pourrait s'attendre à de grandes différences économiques, dans certaines conditions, mais la conclusion générale (...) est qu'il n'existe pas de grandes différences éco-

nomiques entre les différents systèmes d'épuration. Dans de nombreux cas, les coûts sont à peu près identiques. Ceci augmente d'autant l'importance des facteurs autres qu'économiques. Certains de ces facteurs sont limitants dans la mesure où ils limitent la "liberté" du choix de telle ou telle système. Si on n'a pas à sa disposition une grande surface de terrain, on ne peut pas choisir les bassins d'oxydation, même si cette solution se révèle être la plus économique. Si l'approvisionnement en électricité est incertain, il ne faut pas envisager de méthodes de traitement par boues activées (...). On peut toujours rétorquer que les facteurs cités ci-dessus sont des facteurs purement économiques, par exemple un approvisionnement régulier en électricité n'est que(!) une question économique. Néanmoins, le coût nécessaire pour rendre ces facteurs non limitants est tellement élevé que cela ne vaut même pas la peine d'en parler ici. "

(Académie des Sciences Techniques du Danemark: "Le traitement des eaux usées industrielles dans les pays en voie de développement", 1984).

La citation ci-dessus soutient l'hypothèse qu'il n'y a pas de possibilité de comparaison de plusieurs options de façon générale, et que dans la plupart des cas, il n'existe pas de véritable alternative pour le consommateur. Souvent la seule véritable solution pour avoir un traitement en continu est un système DEWATS. Et la plupart du temps les systèmes non-DEWATS ne soutiennent pas la comparaison avec les systèmes DEWATS parce qu'il est tout de suite évident que maintenir un système conventionnel en fonctionnement permanent demande un encadrement et des dépenses qui ne peuvent être fournis. Pour ne citer qu'un exemple, il peut s'avérer coûteux de persuader un ingénieur de rester dans un endroit retiré pour faire fonctionner une station d'épuration conventionnelle, de taille modeste.

L'expérience de terrain montre qu'il existe des facteurs autres qu'économiques qui influent sur la décision d'implanter une station d'épuration. Dans la plupart des cas, c'est en réponse à la pression des lois sur l'environnement concernant les normes de rejet des polluants, que les pollueurs décident de construire une station d'épuration. Mais il peut aussi y avoir d'autres raisons, un entrepreneur par exemple, peut avoir besoin d'une station d'épuration pour montrer une usine "propre" à ses partenaires étrangers, un lotissement peut vouloir utiliser ses eaux usées en irrigation, ou un médecin responsable d'un CHU peut vouloir en traiter les eaux usées par crainte de perdre sa réputation si ce problème n'était pas traité convenablement dans son établissement. Dans chacun de ces cas, ce ne sont pas des considérations purement économiques qui jouent un rôle décisif (bien que certains économistes soutiennent que l'on peut "tout" ramener à des questions économiques).

Une fois la décision prise, qu'une station d'épuration s'imposait, il reste au pollueur à comparer différents systèmes de taille équivalente dans des conditions semblables. Parmi ses critères de décision on trouve la quantité de place dont il dispose pour accueillir la station, le niveau d'entretien qu'il est prêt à fournir, ou la question de savoir si il souhaite réorganiser sa consommation d'eau afin de réduire la charge de pollution ou le volume de rejets. Chaque alternative sera plus ou moins réaliste pour un pollueur individuel selon son environnement, la géographie du lieu, ainsi que les normes et la réglementation concernant le type de pollution donné et la quantité d'eau usée à rejeter. La décision prise par le pollueur sera aussi fortement

influencée par le cadre socio-politique du moment (par exemple, selon que les taxes et amendes sont proportionnelles ou pas à la charge de pollution).

Penser d'abord aux lagunes, puis aux fosses, et en dernier aux filtres

La destination finale des effluents peut aussi peser sur la décision concernant le type de traitement, par exemple la nécessité d'éliminer l'azote ou le phosphore peut être plus grande si les eaux de réception se trouvent être un lac présentant un intérêt écologique particulier. D'autres options de traitement mettant l'accent sur d'autres facteurs peuvent se justifier dans ce cas-là.

Le chapitre suivant s'attache à décrire les paramètres qui interviennent dans le calcul économique, et qui peuvent s'avérer utile pour décider du meilleur système de traitement standardisé pour un groupe particulier de pollueurs dans une situation locale donnée. En ce qui concerne les installations relativement petites, il est assez peu vraisemblable que le fournisseur propose à un client potentiel une étude économique comparée de diverses options techniques. Les frais d'étude seraient trop élevés s'il fallait à chaque fois analyser dans le détail plusieurs options techniques dans le seul but de les comparer sur le plan économique. Au lieu de cela, le fournisseur potentiel discutera de plusieurs alternatives avec le client potentiel (sans aller jusqu'à en faire une étude économique détaillée) et le client choisira la solution qui lui paraît la mieux adaptée au site et qui lui convient le mieux.

4.3 Paramètres du calcul économique

Une feuille de calcul informatisée sur le sujet est présentée au chapitre 13.2

4.3.1 Méthodes de comparaison

L'épuration des eaux usées n'est pas une opération rentable. Il en résulte que des méthodes comme la comparaison coûts-bénéfices ou le calcul du point d'équilibre, dans lesquelles la notion de bénéfices est importante ne sont pas adaptées dans le cas présent. Par contre, la méthode des coûts annuels comprenant l'amortissement du capital de départ et les coûts de fonctionnement représente l'indicateur le plus fiable de l'économie des systèmes de traitement des eaux usées. Avec cette méthode, le pollueur peut facilement inclure d'autres dépenses comme les frais de mise en décharge, ou des recettes générées par la valorisation de sous-produits, et ceci sur une base annuelle, de manière à obtenir une image synthétique de l'économie de l'installation.

La méthode des coûts annuels peut aussi être utilisée pour estimer les coûts et les bénéfices sociaux. L'impact économique du traitement des rejets sur l'environnement et sur la santé publique sont intimement liés au contexte dans lequel la station opère. Par exemple, si des eaux usées correctement traitées sont déversées dans une rivière fortement polluée par ailleurs, on ne peut pas s'attendre à ce que le traitement ait un impact sur le développement du cheptel halieutique. Cet impact existerait si tous les rejets ainsi déversés dans cette rivière étaient traités au point que l'effet d'auto-régulation de l'eau permette le développement dudit cheptel. L'effet économique positif de l'impact sur cet environnement dépend directement du nombre de stations implantées le long de la rivière, et non pas de l'efficacité d'une station en particulier.

4.3.2 Coûts fixes

4.3-2.1 Coût du terrain

L'hypothèse de départ ici est que la valeur d'un terrain reste la même au cours du temps et que par conséquent, un terrain a une durée de vie illimitée. Mais son prix peut varier. En effet, le prix d'un terrain peut augmenter énormément si le site autour se développe, ou bien peut chuter en raison de troubles politiques. En réalité, la disponibilité d'un terrain est plus importante que son prix, parce que l'on achète rarement du terrain dans le seul but d'y implanter une station d'épuration. Le prix d'un terrain est souvent fonction de la densité de population. Il est évident que le prix du terrain sera plus élevé dans une zone à forte densité de population et inversement. Le choix du système de traitement dépend beaucoup de ces facteurs.

Le coût du terrain peut être intégré ou pas dans l'étude comparative des différents systèmes de traitement. Malgré de grandes disparités, le coût du terrain représente à peu près 80 % de l'ensemble des coûts de construction. Il en découle qu'en théorie, tout du moins, le choix de filtres à graviers ou de lagunes sera plus sensible au coût du terrain que le choix de digesteurs anaérobies compacts. De toutes façons, il est plus que probable que le choix se portera tout naturellement sur des systèmes compacts, plutôt que sur des lagunes et des filtres, là où le prix du terrain est très élevé. Alaerts et al. partent du principe que les lagunes représentent la solution la moins onéreuse lorsque le prix du terrain ne dé-

passe pas 15 \$ US/m² dans le cas d'un traitement secondaire et 3 à 8 \$ US/m² lorsqu'ils constituent la totalité du traitement. Néanmoins, il convient d'ajuster ces valeurs au contexte local.

4-3.2.2 Coûts de construction

La durée de vie des équipements a une influence sur les coûts annuels de construction. Les bâtiments et autres constructions ont une durée de vie estimée de 20 ans; les matériaux filtrants, certaines tuyauteries, les bouches d'égout, etc., de 10 ans; d'autres équipements comme les vannes, les tuyaux de gaz, etc., peuvent durer 6 ans. En pratique, on classe n'importe quel élément structurel dans une de ces trois catégories.

On peut considérer que les coûts d'études seront à prévoir à nouveau au bout de 20 ans lorsque la durée de vie de la structure principale arrivera à son terme. Ces coûts sont plus ou moins prévisibles pour un cas donné. Pour un calcul dans le cadre d'une stratégie de diffusion, on peut partir de l'hypothèse que les études seront faites par un bureau d'études local expérimenté, pour lequel la mise au point et la construction de systèmes DEWATS font partie de la routine. Néanmoins pour l'instant, il faut savoir que le coût des études peut en réalité être exorbitant, et le restera tant que ne se seront pas développées des compétences locales en matière de bureau d'études. Des coûts d'études peuvent être estimés à partir d'une estimation du nombre de jours de travail de personnel qualifié et non qualifié, somme qu'il faut doubler pour tenir compte des frais d'installation et de fonctionnement. Il faut tenir compte aussi des frais de transport du personnel pour sur-

veiller le chantier et prélever des échantillons, ainsi que les frais de laboratoire pour faire analyser les eaux usées à traiter.

4.3.3 Frais d'entretien

Les frais d'entretien comprennent les frais de personnel pour faire fonctionner, entretenir, surveiller et gérer l'installation. Ils sont calculés en fonction du temps passé sur le site par du personnel qualifié (y compris le personnel formé sur place). Le temps de fonctionnement est normalement estimé par semaine. En réalité, ce temps passé en inspection ou en entretien n'augmente pas le temps passé sur le site pour du personnel employé à temps plein sur ce site. C'est différent dans le cas où il s'agit de personnel d'entretien embauché pour un service particulier. Il a été calculé que ce que l'on nomme les installations partagées, c'est-à-dire où 5 à 10 foyers sont connectés à la même installation DEWATS, ne reviennent en moyenne que 10 % moins cher que des installations individuelles. Par contre, le fonctionnement risque de s'avérer moins fiable s'il n'y a pas de personnel sur place pour assurer l'entretien de l'installation.

Les coûts de surveillance risquent d'être plus élevés dans le cas de systèmes ouverts comme les lagunes ou les lits à macrophytes en raison des dégâts ou les perturbations dans le fonctionnement que peuvent causer des animaux, un orage ou des feuilles mortes. Le coût de l'évacuation régulière des boues sera plus élevé dans le cas de digesteurs avec une forte charge de pollution, que pour des bassins qui ne reçoivent que de l'eau pré-traitée. Le coût du nettoyage du matériau filtrant ne fait pas partie des coûts d'entretien mais est pris

en compte par une réduction de la durée de vie de la structure en question.

Normalement, on ne devrait pas avoir à prendre en compte les coûts énergétiques, ni le coût des produits chimiques à ajouter de façon continue puisque ces coûts ne relèvent pas des pratiques de DEWATS.

4.3.4 Revenus du traitement des eaux usées

Il faut faire très attention de choisir les bons paramètres pour le calcul des revenus des sous-produits ou activités liées au traitement des eaux usées. On peut considérer que le biogaz a une valeur économique dans la mesure où il se substitue à une autre source d'énergie, mais en réalité il peut ne représenter qu'une source supplémentaire d'énergie dont la valeur économique est proche de zéro, parce qu'on n'en a pas vraiment besoin. Dans un autre cas de figure, on peut disposer d'eaux usées traitées ou de boues pouvant servir d'engrais pour l'agriculture, mais l'infrastructure supplémentaire nécessaire à son utilisation doit d'abord être mise en place, sans compter les frais de fonctionnement et d'entretien. L'évaluation économique ne sert donc à rien si elle ne reflète pas tous ces coûts, ainsi que les implications de la situation future qui est proposée.

On doit se préoccuper de la production de biogaz, seulement s'il existe de véritables débouchés pour son utilisation. La production de biogaz valorisable peut aller jusqu'à 200 litres par kg de réduction de DBO. La production réelle de méthane est de 350 l/kg de DBO₅ (soit 500 l de biogaz) mais une partie de ce méthane se retrouve dissoute dans l'eau. La proportion de biogaz

dissout augmente avec la diminution de la charge polluante de l'eau. Le biogaz contient 60 à 70 % de méthane, et 1 m³ de méthane équivaut environ à 0,85 l de kérosène. La question est souvent de savoir non pas si l'installation de traitement des eaux usées devient rentable grâce à la valorisation du biogaz, mais si les investissements supplémentaires nécessaires à la valorisation de celui-ci sont économiquement viables. Si on souhaite valoriser le biogaz, il faut le stocker, ce qui requiert un volume supplémentaire et une structure étanche au gaz. Il faut ensuite l'acheminer vers le lieu d'utilisation, ce qui demande des tuyaux et des vannes. L'entretien du système et l'utilisation du gaz demandent un effort supplémentaire au niveau de la gestion de l'ensemble. Pour calculer les coûts supplémentaires d'investissement liés à la valorisation du biogaz, on compte qu'il faut ajouter 5 % au coût des structures à longue durée de vie (20 ans), 30 % du coût des structures internes (durée de vie: 10 ans) et 100% du coût des équipements (durée de vie: 6 ans). Il faut aussi tenir compte des coûts indirects liés à un tel investissement supplémentaire. On peut de plus considérer que les charges en personnel pour le fonctionnement peut augmenter de 50% si l'on valorise le biogaz.

Dans le cas d'une utilisation des eaux usées à des fins agricoles ou piscicoles, les implications sur le plan économiques sont encore plus complexes, et, par conséquent, plus difficiles à estimer de prime abord. La taille et la structure de l'exploitation, ainsi que la probabilité de commercialisation des produits sont des paramètres essentiels dans ce type d'estimation.

4.3.5 Investissements

Il existe des coûts d'investissement directs si l'on doit emprunter de l'argent à la banque et payer des intérêts. On parle de coûts d'investissement indirects si on se sert d'argent propre qui aurait pu rapporter des intérêts par ailleurs, par exemple en servant

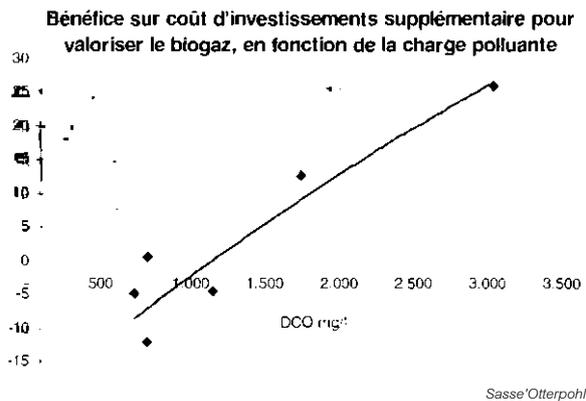


Fig- 5:
Relation coût-bénéfice pour la valorisation du biogaz. Cette opération n'est pas rentable pour des eaux usées faiblement chargées.

à acheter des matières premières pour la production, des actions sur le marché boursier, ou simplement placés sur un compte rémunérateur à la banque. Il devient plus difficile d'évaluer correctement l'investissement si l'on doit tenir compte du risque. Dans le cas d'une station d'épuration, le risque lié à l'investissement est limité au risque technique de fonctionnement, parce que l'on n'en attend pas d'autre profit. Par contre, si l'on s'attend à des bénéfices issus d'une activité agricole lié à l'utilisation des rejets de la station d'épuration, la part de risque peut être beaucoup plus grande. Tout investissement est une forme de spéculation, mais il n'en demeure pas moins qu'il subsiste des coûts d'investissement.

Pour des calculs de stratégie, on peut estimer les coûts d'investissement annuels aux alentours de 8 à 15 % de l'investissement; ceci s'entend hors inflation, étant donné que celle-ci affecte de la même façon le créditeur et le débiteur.

5 PROCESSUS DE TRAITEMENT DES EAUX USEES

5.1 Définition

Traiter l'eau usée, c'est séparer les parties solides et stabiliser les polluants. Stabiliser, c'est dégrader la matière organique jusqu'à ce qu'il ne s'y produise plus de réaction chimique ou biologique. Traiter, cela peut aussi vouloir dire retirer les substances toxiques ou autrement dangereuses (par exemple les métaux lourds ou le phosphore) qui pourraient être préjudiciables au déroulement des cycles biologiques, même dans une eau stabilisée. La dernière étape du traitement est la finition qui vise à retirer les matières en suspension stabilisées ou inactivées de manière à rendre l'eau plus limpide (par exemple, en réduire la turbidité).

Les systèmes d'épuration sont d'autant plus stables que chaque étape du traitement ne retire que la partie "facile à éliminer" de la charge polluante, et envoie ce qui reste à l'étape suivante.

5.2 Les bases du traitement biologique

Au cours du traitement, la stabilisation consiste à dégrader les substances organiques par des processus chimiques régulés par

voie biologique (processus biochimiques). Cette régulation est due au métabolisme des bactéries, dans lequel des molécules complexes et hautement énergétiques sont transformées en molécules plus simples et moins énergétiques. Le métabolisme ne fait rien d'autre que de transformer des aliments en fèces pour en retirer l'énergie nécessaire à la vie. Le métabolisme des bactéries a lieu lorsqu'il existe un gain net en énergie. Ce qui est important pour ces dernières, c'est de pouvoir stocker de l'énergie et la libérer à petites doses lorsque c'est nécessaire (l'ATP ou adénosine triphosphate représente le moyen universel de stocker et de transporter l'énergie). Il existe aussi quelques réactions chimiques qui se produisent sans l'intervention de bactéries.

De manière générale, le traitement des eaux usées consiste à dégrader les composés organiques, et revient à transformer le carbone (C) en dioxyde de carbone (CO_2), l'azote (N) en nitrate (NO_3^-), le phosphore (P) en phosphate (PO_4^{3-}) et le soufre (S) en sulfate (SO_4^{2-}). L'hydrogène (H) est transformé en eau (H_2O). Au cours des processus anaérobies, une partie du soufre est transformé en sulfure d'hydrogène (H_2S) qui se reconnaît à son odeur typique d'oeuf pourri. La plupart

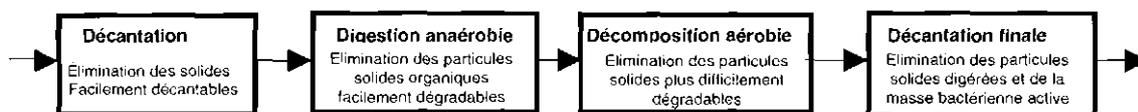


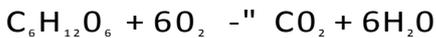
Fig. 6: Plusieurs étapes sont nécessaires pour obtenir une épuration complète

de l'oxygène (O) sert à oxyder le carbone ("combustion humide").

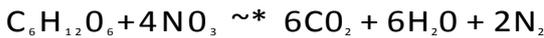
Le processus d'oxydation se fait dans des conditions aérobies, c'est-à-dire en présence d'oxygène libre dissout dans l'eau, ou anaérobies en l'absence de sources d'oxygène externe aux molécules à dégrader. Les conditions sont dites anoxiques lorsque l'oxygène est prélevé sur d'autres substances organiques. Il existe des processus facultatifs qui requièrent des conditions à la fois anaérobies, aérobies, et anoxiques, soit simultanément à des endroits différents du même système, soit au même endroit, mais à des moments différents du traitement. Pour la respiration anoxique et la fermentation anaérobie, tout l'oxygène provient de substances présentes dans le substrat, puisqu'il n'existe pas d'oxygène libre. Le traitement anaérobie n'est jamais aussi complet que le traitement aérobie, parce que le substrat ne contient jamais assez d'oxygène pour une oxydation complète.

Les différentes réactions chimiques dans des conditions aérobies, anoxiques, et anaérobies sont illustrées ici par l'exemple de la décomposition du glucose:

Décomposition par voie aérobie



Décomposition par voie anoxique

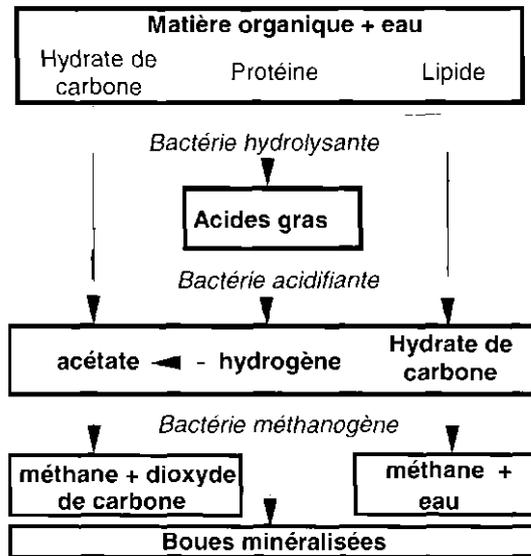


Décomposition par voie anaérobie



Les bactéries ont besoin de nutriments pour se développer. Toute cellule vivante est constituée à partir des atomes C,H,O,N,P et S. Ainsi, toute dégradation biologique requiert non seulement des atomes de C,H et O,

Principe du processus anaérobie

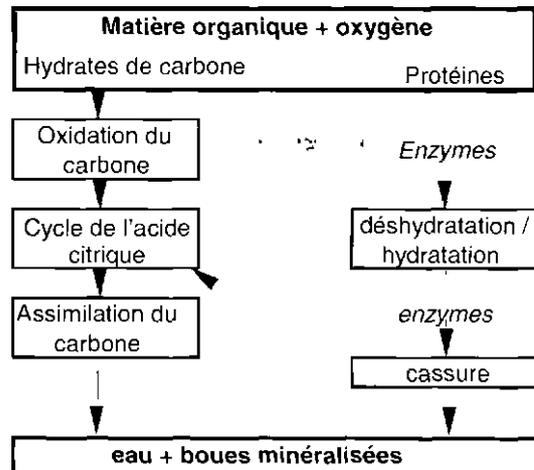


Karstens / Berthe-Corti

Fig. 7.

Principe du processus de digestion anaérobie

Principe simplifié du processus de Décomposition aérobie



Le processus de décomposition aérobie pouvant se produire de diverses façons, ce schéma est simplifié à outrance. Il permet de montrer néanmoins que les hydrates de carbone et les protéines subissent une décomposition en plusieurs étapes successives. Il montre aussi toute l'importance des enzymes pour casser les protéines.

Fig. 8:

Principe du processus de décomposition aérobie

mais aussi de N,P et S. D'autres éléments sont nécessaires, à l'état de traces, pour former certaines enzymes spécifiques. Les enzymes sont des molécules spécialisées qui servent en quelque sorte de "clé" pour "ouvrir" les molécules complexes et amorcer leur dégradation.

Les hydrocarbures et les graisses (lipides) sont composés de C,O et H et ne fermentent pas à l'état pur (les "lipides" sont des esters d'alcool et d'acides gras - un "ester" étant une molécule qui se compose à partir de deux autres en libérant une molécule d'eau). Les protéines sont composées de plusieurs acides aminés, chaque acide aminé étant composé de deux racines COOH- et NH₂- auxquelles s'ajoutent des radicaux contenant P, S, Mg ou d'autres éléments à l'état de trace. Ainsi les protéines contiennent tous les éléments essentiels et peuvent fermenter toutes seules. Une proportion favorable de C, N, P, et S (autour de 50 : 4 : 1 : 1) est une condition préalable à un traitement optimal.

5.3 Aérobie - Anaérobie

La décomposition aérobie a lieu lorsqu'il existe de l'oxygène libre dissout dans l'eau. Le compostage est aussi un processus aérobie.

La digestion anoxique a lieu en l'absence d'oxygène libre dissout, mais les bactéries se procurent l'oxygène nécessaire à la "combustion" de l'énergie en l'arrachant à d'autres substances, présentes dans les eaux usées, en commençant par les oxydes d'azote.

La digestion anaérobie consiste à casser des molécules composées d'oxygène et de carbone pour donner des hydrates de carbone.

Le processus aérobie est beaucoup plus rapide que la digestion anaérobie et prédomine donc toujours en présence d'oxygène libre.

La vitesse de décomposition est élevée en raison d'un cycle de reproduction plus court des bactéries aérobie, comparées aux bactéries anaérobies. Ces dernières ne valorisent pas toute l'énergie disponible. Au lieu de cela, cette énergie non utilisée est libérée sous forme de biogaz. Les bactéries aérobie utilisent une plus grande proportion de la charge polluante pour produire leur propre biomasse bactérienne que leurs homologues anaérobies. C'est pour cela que les procédés aérobie produisent environ deux fois plus de boues biologiques que les procédés anaérobies. Pour la même raison, les boues anaérobies sont moins visqueuses et donc plus faciles à égoutter et à sécher.

Le traitement aérobie est extrêmement efficace quand il y a suffisamment d'oxygène disponible. Dans les systèmes de traitement compacts, un apport extérieur d'oxygène est nécessaire par injection ou en agitant la surface, ce qui demande un apport d'énergie extérieure.

Les procédés de traitement anaérobies sont plus lents. Ils nécessitent une température de digestion plus élevée, en quelque sorte pour compenser la part d'énergie inutilisée. Ce processus est facilité si la température ambiante est élevée. C'est ce qui explique en partie le rôle important joué par ces types de traitement pour les systèmes DEWATS dans des pays tropicaux ou subtropicaux. Une température ambiante de 15 à 40°C est suffisante. La digestion anaérobie (fermentation) libère du biogaz (CH₄+ CO₂) qui est riche en énergie et peut être valorisé comme carburant.

5.4 Séparation de phases

Le terme "séparation de phases" est utilisé pour deux choses différentes: soit pour la séparation de la matière en gaz, liquides et solides dans les réacteurs anaérobies, soit pour désigner la séparation physique des différentes étapes du processus de traitement, soit dans des endroits différents, soit dans le temps. Ce deuxième type de séparation de phases devient nécessaire quand on ne peut pas fournir au même moment une alimentation adéquate à différentes sortes de bactéries qui ne se développent pas toutes au même rythme. La durée et l'alimentation doivent être adaptées à chaque différent groupe spécialisé de bactéries. Certaines bactéries se multiplient lentement, d'autres ont des taux de croissance beaucoup plus rapides. Dans certaines substances on retrouve toute les enzymes nécessaires à la dégradation, pour d'autres il manque certaines enzymes, et les bactéries ont besoin d'un certain temps pour les produire en quantité suffisante. Comme on l'a dit plus haut, les enzymes jouent le rôle de "clé pour ouvrir la serrure du garde-manger des bactéries".

Les substrats pour lesquels les enzymes sont immédiatement disponibles sont "faciles à dégrader". En revanche, les substrats pour lesquels les enzymes doivent d'abord être produites par des bactéries sont "difficiles à dégrader". Lorsque l'on trouve dans un milieu à la fois des substances facilement et difficilement dégradables, la population bactérienne responsable de la dégradation facile a tendance à prendre le dessus sur les autres.

Pour protéger les bactéries les plus "faibles" (ou lentes) il peut être souhaitable de séparer artificiellement les populations

bactériennes en phases en fournissant à chacune un environnement favorable. Il faut connaître les caractéristiques des eaux usées et le résultat souhaité avant de pouvoir dimensionner les compartiments destinés aux différentes phases.

Dans le cas de systèmes DEWATS la solution la plus facile est souvent de proposer des temps de rétention élevés pour permettre aux bactéries "lentes" de trouver leur nourriture une fois que les bactéries "rapides" auront terminé la leur. Ce système est plus facile à gérer, et dans le cas de petites installations, cela revient aussi moins cher que de compartimenter les différentes phases. D'un autre côté, l'efficacité d'un réacteur compartimentée peut justifier le coût plus élevé. De toute manière, c'est toujours mieux que d'alimenter la station en flux séquentiels, un procédé qui demande une certaine maîtrise et de nombreux contrôles. La séparation des phases devient inévitable si le processus fait appel à la fois à des conditions aérobies et anaérobies.

<p>La nature suit ses propres lois. Nos vœux ne font pas partie des lois de la nature.</p>
--

Par exemple, le pré-compostage des déchets végétaux avant digestion anaérobie est un cas simple de séparation de phases, dans laquelle la lignine est décomposée de façon aérobique, pour que les bactéries anaérobies puissent ensuite s'attaquer aux tissus internes du végétal. La lignine ne peut en effet pas être digérée de manière anaérobie en raison de sa structure moléculaire "fermée".

Pour éliminer l'azote, des temps de rétention élevés ne peuvent suffire à résoudre le problème parce que la phase de nitrification nécessite un environnement aérobie, alors que la dénitrification exige des conditions anoxiques. Anoxique signifie que l'on est en présence de l'oxygène des nitrates (NO_3), mais pas d'oxygène libre. Anaérobie signifie qu'il n'y a ni oxygène libre ni sous forme de nitrate. Néanmoins, une phase aérobie ne peut entraîner la nitrification que si les temps de rétention sont suffisants pour les bactéries chargées de la nitrification qui sont "lentes" par rapport aux bactéries "rapides" chargées de l'oxydation de carbone.

5.5 Séparation des solides

Le traitement des eaux usées est basé, avant et après stabilisation, sur la séparation des solides. Même les particules dissoutes sont décomposées en eau, gaz et solides, et ces derniers doivent être éliminés. Le choix de la méthode d'élimination des solides dépend de la taille et du poids spécifique des morceaux et particules.

5.5.1 Dégrillage

Le dégrillage des particules solides les plus grosses est considéré comme la première étape absolument indispensable dans tout système d'épuration. Pourtant, dans les systèmes DEWATS, il n'est pas toujours conseillé de dégriller, parce que les grilles doivent être nettoyées régulièrement, tous les jours ou toutes les semaines, auquel cas il faut prévoir à proximité un endroit sûr pour jeter les produits du dégrillage. Une

grille qui se bouche représente un risque d'obstruction de l'entrée de la station, alors que les systèmes DEWATS devraient être conçus de manière à ce que la totalité des eaux usées passent dans la station sans blocage et sans débordement. Si ce n'est pas le cas, ce qui peut se passer, et ce qui se passe fréquemment, c'est que l'opérateur "aménage" une déviation, qui entraîne une pollution de la zone environnante, comme si la station n'existait pas. Pour ces raisons, il semble plus sage de supprimer les grilles à l'entrée, et de prévoir un surdimensionnement du premier bassin de décantation pour accueillir des particules solides de plus grande taille.

5.5.2 Décantation

La séparation des solides se fait en premier lieu sous l'effet de la gravité et dans ce cas en particulier par décantation. Les particules lourdes et volumineuses se déposent rapidement au fond en quelques minutes ou quelques heures, alors que des particules plus légères et plus petites peuvent prendre des jours voire des semaines avant d'arriver à se déposer au fond. Les petites particules ont tendance à s'agglutiner, pour former des flocons plus gros qui coulent assez rapidement. Un tel phénomène de floculation n'a lieu que si on lui en laisse le temps et s'il y a très peu de turbulences. Par conséquent, l'agitation nuit à une décantation rapide. De plus, un substrat visqueux décante lentement.

La décantation du sable et autres particules grossières se produit plus facilement dans des bassins à grande surface. Ils n'ont pas besoin d'être très profonds, puisqu'au

Tableau 4:

Vitesse de décantation des particules grossières. Les particules de boues en suspension n'ont pas les mêmes propriétés de sédimentation que les particules grossières.

Vitesse de décantation de particules grossières (m/h)							
taille des grains en mm	1	0,5	0,2	0,1	0,05	0,01	0,005
quartz sable	502	258	82	24	6,1	0,3	0,06
charbon	152	76	26	7,6	1,5	0,08	0,015
MES eau usée domestique	120	60	15	3	0,75	0,03	0,008

K.+K. Imhoff, pg. 126

tère UASB joue d'une manière intentionnelle sur un équilibre entre la décantation (flux descendant) et la remontée des particules de boues (flux ascendant).

delà de 50 cm, la profondeur influe peu sur le processus de décantation des particules isolées.

C'est différent en ce qui concerne les particules plus fines, pour lesquelles la vitesse de décantation augmente avec la profondeur du bassin, parce que les particules qui se déposent rencontrent des particules en suspension pour former des amas de plus en plus gros au fur et à mesure qu'ils s'enfoncent. Un flux lent et non agité, donc une eau calme favorise la coagulation "naturelle" pour la décantation.

Les particules décantées s'accumulent au fond. Dans le cas des eaux usées, les sédiments contiennent tous de la matière organique qui commence à se décomposer. Ceci a lieu dans tout bassin de décantation des boues, et à un moindre degré dans tout bac de désablage. La décomposition de la matière organique produit des gaz, surtout du dioxyde de carbone, mais aussi du méthane et d'autres gaz. Ceux-ci se retrouvent emprisonnés dans des particules de boues qui remontent à la surface quand le nombre de molécules de gaz augmente. Ce processus non seulement crée des turbulences, mais aussi met à mal la décantation. La fosse Imhoff évite grâce à ses déflecteurs que de telles particules gorgées de gaz "reviennent pour remuer l'effluent. Le sys-

Après décomposition et évacuation des gaz, les boues stabilisées (minéralisées) se déposent définitivement au fond. Là elles s'accumulent et occupent inutilement du volume, à moins d'être évacuées à intervalles réguliers. Mais comme certains éléments pathogènes, comme les helminthes, se déposent aussi, la décantation joue un rôle important dans l'hygiène pour les eaux usées domestiques ou provenant de l'élevage.

5.5.3 Flottaison

La flottaison est la méthode la plus couramment employée pour éliminer les graisses et les huiles. Dans des systèmes de traitement conventionnels sophistiqués, on l'utilise aussi pour éliminer des particules fines avec l'aide de minuscules bulles d'air injectées par le fond.

La plupart des matières grasses sont visibles par de simples tests d'observation, de la même manière que les solides décantables. Si des lipides mis en évidence par des analyses de laboratoire ne sont pas éliminés par flottaison, alors il s'agit de colloïdes qui ne pourront être éliminés qu'après l'un traitement préalable (par acidification, par exemple).

Des phénomènes indésirables de flottaison ont lieu dans les fosses septiques ou dans d'autres systèmes anaérobies où peut se former une couche de dépôts appelés "flottants". Ces flottants, s'ils s'accumulent, peuvent être enlevés à la main, ou peuvent même être laissés intentionnellement pour "sceller" la surface des lagunes anaérobies, empêchant ainsi les mauvaises odeurs de se répandre dans le voisinage.



Fig. p:
Cloison retenant les flottants. L'alimentation se fait par la droite, l'eau s'écoule sous la paroi dans le compartiment situé à gauche.[photo: Sasse]

La flottaison, comme la sédimentation, peut être encouragée par l'utilisation de supports à lattes ou de plusieurs épaisseurs de tuyaux inclinés, sur lesquels la séparation liquide/solide est facilitée du fait d'une plus grande surface de contact.

5.5.4 Filtration

La filtration devient nécessaire quand il faut retirer des particules en suspension que l'on ne peut pas forcer à se déposer ou à flotter en surface dans un laps de temps raisonnable, ou qui ne peuvent pas être filtrés par "auto-flocculation".

La plupart des filtres jouent un double rôle: ils fournissent un support pour les bactéries épuratrices et un obstacle physique pour les particules fines. Les filtres physiques retiennent les solides qui s'accumulent, à moins qu'on ne les retire de temps en temps. Les filtres grossiers, pour lesquels la filtration est assurée par le film bactériologique qui s'y développe, peuvent être nettoyés par lessivage; les bactéries et les solides accrochés sont donc éliminés en même temps; c'est typiquement ce qui se passe dans les lits bactériens. Les filtres à flux ascendant peuvent être nettoyés par reflux. On nettoie les filtres à sable ou à gravier fin en remplaçant le matériau filtrant au bout de quelques années. Ces matériaux peuvent être réutilisés après nettoyage.

Il est sans doute inutile de préciser que l'efficacité de la filtration augmente avec une diminution de la taille des grains, mais malheureusement une filtration efficace signifie que l'on retient un grand nombre de solides, ce qui augmente la vitesse de colmatage. La perméabilité et la durée de vie d'un filtre sont toujours inversement proportionnelles à l'efficacité du traitement. Un matériau filtrant composé d'éléments ronds

et de taille homogène est plus efficace et pour une durée plus longue que les filtres à grains hétérogènes.

Les filtres aérobies produisent plus de boues que les filtres anaérobies et se colmatent donc plus vite. Néanmoins, ces filtres ont un certain pouvoir autonettoyant à condition d'être laissés au repos pendant un certain temps. En effet, les boues aérobies étant composées de bactéries vivantes, celles-ci se livrent à des pratiques de "cannibalisme" (autolyse) lorsque l'alimentation en éléments nutritifs s'arrête.

ces boues elles-mêmes se tassent et deviennent compactes, les boues anciennes occupant donc moins de place que les boues récentes. Les intervalles d'évacuation des boues sont donc un critère important dans la conception des installations (voir aussi *Fig. 67*). On peut éliminer les boues de façon continue dans les stations d'épuration modernes, ou au bout de plusieurs années dans le cas de lagunes anaérobies.

5.6 Elimination de l'azote

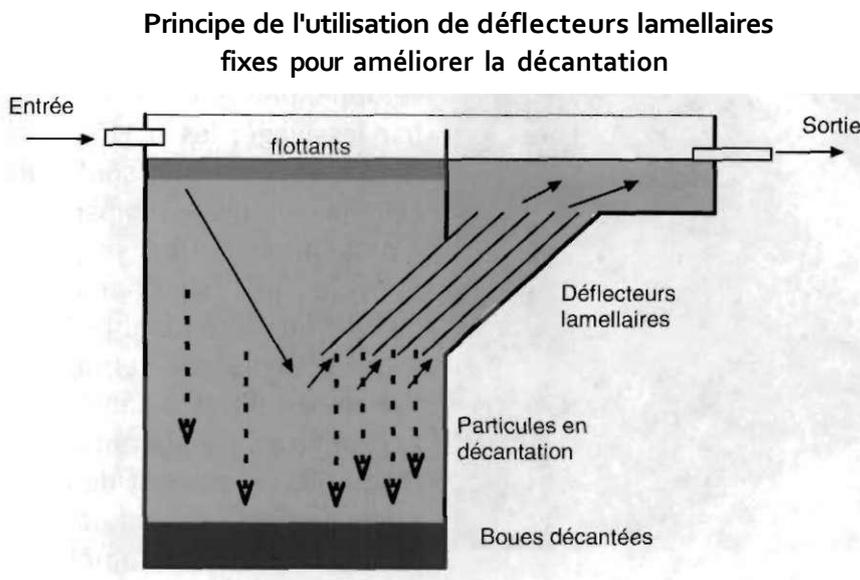


Fig. 10:
Decanteur lamellaire. Les lamelles peuvent être fabriqués à partir de feuilles en matière plastique, de dalles de béton ou de tuyaux en PVC.

5.5.5 Accumulation des boues

La décantation et la filtration conduisent à l'accumulation de boues au fond des bassins (cf. chap. 8.3). Au cours du temps,

L'azote doit être retiré des eaux usées parce que c'est un aliment favorisant la prolifération d'algues dans les eaux réceptrices. Il est aussi toxique pour les poissons sous la forme de gaz ammoniac, ainsi que sous la forme de nitrites. Le processus d'élimination de l'azote passe par deux étapes différentes, d'abord une nitrification suivie d'une dénitrification. Il

en résulte de l'azote pur, un gaz peu soluble dans l'eau, et qui s'évapore donc facilement dans l'atmosphère.

La nitrification est une oxydation. Les nitrates représentent la forme la plus stable de l'azote et leur présence indique qu'il y a eu oxydation complète. La dénitrification est une réduction, ou en d'autres termes la séparation de l'oxygène de l'azote oxydé. L'azote étant l'élément le plus répandu dans

l'air, il va de soi qu'il est complètement inoffensif pour l'environnement. L'azote qui s'évapore lors de la dénitrification peut entraîner la formation d'écume ou de flottants, comme cela se produit avec les gaz issus de la digestion des boues anaérobies.

Au cours de la nitrification, l'ammoniaque (NH_3) est oxydé par un groupe de bactéries spécifiques (appelées nitrobacter) en nitrate (NO_3). En raison de la croissance lente de ces bactéries, un âge de boues plus importante c'est-à-dire que les temps de séjour plus longs sont requis pour l'oxydation de l'azote (nitrification) que pour l'oxydation du carbone (cf. chap. 7.6).

Des temps de séjour plus courts peuvent suffire pour la dénitrification dans des conditions d'anoxie (pas d'oxygène libre) parce qu'il existe non pas quelques-uns mais plusieurs groupes de bactéries capables de dénitrifier, c'est-à-dire d'utiliser l'oxygène des nitrates. La matière organique restante ou un apport nouveau est nécessaire à la dénitrification.

Une dénitrification incomplète peut entraîner la formation de nitrite (NO_2), qui est toxique dangereux. Ceci peut se produire soit parce que les bactéries n'ont pas le temps de consommer tout l'oxygène, soit parce qu'il n'y a pas assez de matière organique pour absorber l'oxygène du NO_3 . Certains systèmes de traitement non-DEWATS recyclent les boues pour éviter toute déficience nutritionnelle. Une certaine quantité de nitrates dans les effluents peut aussi être une source d'oxygène pour les eaux réceptrices.

Dans les systèmes DEWATS, on ne prend normalement pas en compte l'élimination des nitrates, dans le sens où on ne prévoit pas de mesures techniques spécifiques à cet effet.

5.7 Elimination du phosphore

En pratique, le phosphore ne peut pas être transformé par des bactéries en une forme qui lui ôterait irréversiblement ses qualités fertilisantes. Les composés phosphatés restent des fournisseurs potentiels de phosphate. Ceci signifie qu'il n'existe pas de processus biologique, que ce soit aérobie ou anaérobie, pour éliminer le phosphore des eaux usées. L'élimination du phosphore se fait de façon "naturelle" par décantation ou floculation de la biomasse bactérienne (dans la cas de boues activées) ou des solides qui fixent le phosphore. Le chlorure de fer, le sulfate d'aluminium ou la chaux peuvent servir à fixer les phosphates, améliorant ainsi le degré d'élimination du phosphore des effluents; on peut notamment sélectionner un type de matrix approprié pour des filtres aérobies. Néanmoins, l'élimination du phosphore par des lits à macrophytes (rhizosphères) ne s'est pas avérée aussi complète et durable que ce qui était prévu et affirmé par les pionniers de ce système.

5.8 Elimination des substances toxiques

La plupart des métaux lourds sont toxiques ou cancérogènes et ne devraient donc pas rester dans les eaux usées, en raison des dégâts qu'ils peuvent occasionner sur la faune et la flore aquatique du milieu récepteur, et du risque pour l'homme de contaminer la chaîne alimentaire si les eaux usées ou les boues devaient être utilisés en agriculture. Puisque les métaux lourds se déposent facilement, leur évacuation n'est pas bien difficile; néanmoins, les boues doivent être mises en décharge avec toutes les précautions nécessaires sur des sites surveillés.

D'autres substances toxiques peuvent être solubles et donc difficiles à éliminer. Il existe de nombreuses techniques différentes pour éliminer ou transformer les toxines en matières non toxiques, elles ne peuvent être toutes décrites ici, et nous renvoyons le lecteur à la littérature spécialisée sur ce sujet.

Unités de Substances Toxiques selon Loi Federale Allemande 11/4942, 1989	
Groupe subst. Toxiques	1 USTest équiv. à
Matière oxydable	50 kg DCO
Phosphore	3 kg P
Azote	25 kg N
Halogènes fixés organ.	2 kg AFO
Mercuré	20 g Hg
Cadmium	100 g Cd
Chrome	500 g Cr
Nickel	500 g Ni
Pb	500 g Pb
Cuivre	1000 g Cu
Facteur de dilution de toxicité	3000 m ³

lmhott pg 298

Tableau 5:

Classification des substances toxiques selon la loi allemande. Le mercure est la substance la plus dangereuse de la liste.

Une concentration trop élevée en sel inhibe tout traitement biologique. Une concentration moindre de sel est relativement moins dangereuse, mais pas nécessairement inoffensive, dans la mesure où le sel est très difficile à éliminer. Par exemple, lorsqu'on utilise de l'eau salée pour des besoins domestiques ou industriels, l'eau reste salée même après le traitement et donc ne peut pas être utilisée en irrigation. On ne doit pas la laisser contaminer la nappe phréatique, ni les cours d'eau réceptrices si le débit n'est pas très élevé. De coûteux échanges d'ions doivent parfois être utilisés pour "casser" les molécules minéralisées (donc stabilisées) de sels.

5.9 Elimination des pathogènes

Les eaux usées doivent être considérées comme sanitairesment impropres, même après traitement. La filtration souterraine et des grands systèmes de lagunages sont relativement efficaces en ce qui concerne l'élimination des pathogènes, mais pas nécessairement au point que les rejets puisse être considérés comme propre à la baignade, et encore moins à la boisson. La valorisation en irrigation est néanmoins possible sous certaines conditions.

Les agents pathogènes se répartissent en oeufs d'helminthes, kystes de protozoaires, bactéries et virus. Les oeufs d'helminthes et les protozoaires s'accumulent dans les boues et la plupart sont retenus à l'intérieur du système de traitement, où ils survivent pendant plusieurs semaines. La plupart des bactéries (et des virus) prisonniers des boues meurent après un laps de temps assez court, les bactéries qui ne sont pas enfouies dans les boues mais restent en suspension dans la phase liquide ne sont que peu affectées. Ceci est particulièrement vrai pour les réacteurs à haut rendement, comme les filtres ou les bassins de boues activées; ceci signifie que dans ce cas des bactéries et des virus sortent bien vivants de la station. On a néanmoins pu démontrer que le risque d'infection virale par les eaux usées s'avère être faible.

L'exposition aux rayons UV a un effet désinfectant certain. Le taux le plus élevé d'élimination des agents pathogènes revient aux lagunes peu profondes avec des temps de séjour élevés, par exemple 3 lagunes consécutives avec des temps de séjour de 8 à 10 jours chacune. Les lits à macrophytes avec une population bactérienne diversifiée dans les zones radiculaires sont aussi

Tableau 6:

Comparaison de l'emploi du chlore dans différents cas à différents endroits

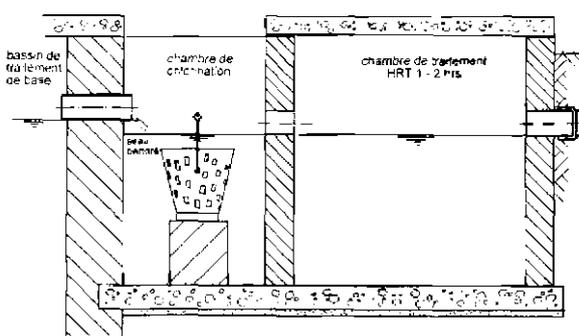
Utilisation du chlore				
type d'infection, type d'eaux usées	pays	dose de chlore g/m ³	contact h	total rest. chlore mg/l
parasites intestinaux	Chine		> 1,0	5
parasites pulmonaires	Chine		> 1,5	7
eau usée brute	Allemag.	10-30	0,25	traces
après épuration	Indie	3		
après épuration	Allemag.	2	0,25	traces
Contrôl. odeur	Allemag.	4	0,25	traces

Garg, Imhoff, HRIIE

très efficaces. Néanmoins, c'est au niveau de la manipulation des rejets après traitement que des normes d'hygiène doivent être imposées (cf. chap. 11).

Dans certaines circonstances bien particulières, comme par exemple un épidémie dans un hôpital, ou pour une station d'épuration des eaux usées d'un abattoir située à courte distance d'un endroit où les gens prennent de l'eau pour leur usage domestique, il peut être préférable d'ajouter du chlore dans les eaux usées de manière à détruire les agents pathogènes. Pourtant une adjonction continue de chlore n'est pas recommandée, en raison de son effet néfaste sur l'environnement: l'eau devient impropre à la vie aquatique et le chlore lui-même a une DCO élevée.

La chaux chlorée qui contient environ 25% de Cl est la source de chlore la plus couramment utilisée. L'hyperchlorite en granulés qui contient 60 à 70% de Cl est disponible sur le marché sous différentes dénominations commerciales. Comme l'adjonction de chlore ne doit pas se faire en continu, un compartiment de stockage, suivi par un bassin de contact avec 0,5 à 1 h du temps total de rétention (Fig. 11) suffira.

**Fig. 11:**

Adjonction de chlore en traitement de finition pour des petites unités. Le seau est rempli de chaux chlorée en poudre qui se dissout dans l'eau. Ce type d'installation n'est acceptable que dans le cas de la désinfection d'urgence des effluents d'un hôpital rural, parce qu'on ne peut pas faire de dosage contrôlé.

6 ECOLOGIE ET EFFET AUTO-EPURATEUR

La compréhension de la capacité d'auto-épuration de l'environnement naturel aide à bien concevoir les systèmes DEWATS. Ceci implique d'un côté que seules des eaux usées inoffensives sont déversées, et que d'autre part que la nature peut être utilisée pour compléter le traitement.

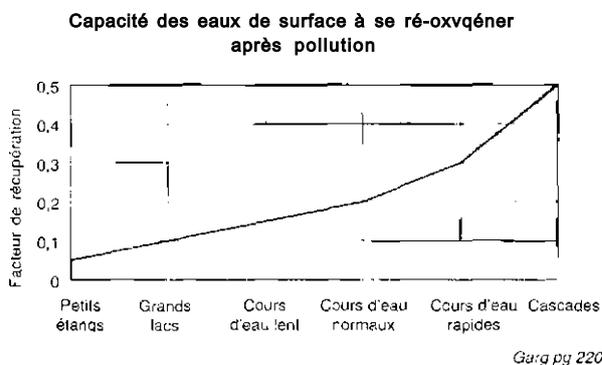
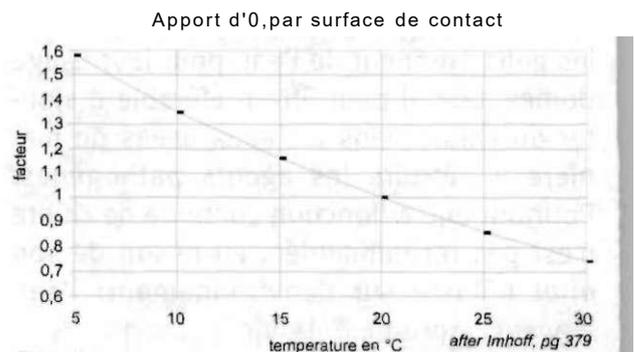


Fig.12: Récupération en oxygène après pollution des surfaces. La turbulence augmente l'assimilation d'oxygène et réduit le temps de récupération.

6.1 Eaux de surface

Le capacité d'auto-épuration biologique des eaux de surface dépend du climat et des conditions météorologiques, ainsi que de la charge polluante relative de l'eau. Le processus d'auto-épuration nécessite comme préalable la présence d'une quantité suffisante d'oxygène. Plus la température est élevée, et plus les bactéries responsables de l'épuration se reproduisent rapidement. Mais en contre-partie, l'apport en oxygène par la surface et sa solubilité

diminuent avec l'accroissement de la température. La pluie et le vent, au contraire, augmentent la capacité d'apport d'oxygène. Par conséquent, on dimensionne les charges polluantes ou les volumes d'eaux usées en fonction de la saison qui présente les conditions les moins favorables (c'est-à-dire l'hiver ou l'été dans les zones tempérées et la saison sèche en climat tropical). Il est difficile de relancer un processus d'auto-épuration une fois qu'il s'est arrêté, c'est-à-dire une fois que le milieu est devenue anaérobie.



Flg. 13: L'enrichissement en oxygène des surfaces diminue quand la température augmente

Les variations saisonnières extrêmes sont préjudiciables à l'entretien d'un effet auto-épurateur tout au long de l'année. Pourtant, la nature fait parfois bien les choses, comme c'est le cas quand les rivières et les lacs se dessèchent complètement au cours d'une longue saison sèche et que la matière organique se transforme en compost et se minéralisé complètement avant l'arri-

vée des pluies suivantes. La matière minéralisée garde ses facultés fertilisantes, même une fois séchée. On a donc tout intérêt à prélever les boues séchées du fond des lacs, des canaux et des rivières pour les épandre sur les champs avant qu'elles ne soient emportées vers les réceptrices lors des premières grosses pluies, entraînant une perte de leur valeur nutritive. Il faut néanmoins se méfier de la présence de matières toxiques dans ces boues.

La plus importante source d'oxygène pour les eaux naturelles d'un écosystème est l'oxygène de l'air qui se retrouve dissout dans l'eau par contact à la surface. Les matières grasses flottantes ou les films gras en surface diminuent les échanges d'oxygène entre l'air et l'eau et de surcroît, consomment de l'oxygène pour se décomposer.

Les nutriments issus des eaux usées favorisent le développement d'algues. Dans un écosystème sain, les algues produisent de l'oxygène pendant la journée et en consomment une partie pendant la nuit. Si la quantité d'algues est trop importante, la lumière ne pénètre plus dans les eaux sombres, les algues consomment donc de l'oxygène aussi pendant la journée, et la quantité d'oxygène libre nécessaire à la vie aquatique diminue.

Le degré de pollution, et plus particulièrement la quantité d'oxygène dissout (OD), peut se voir par la variété des espèces animales et végétales présentes dans l'eau. La couleur de l'eau des rivières et des lacs est aussi un bon indicateur. Des eaux vertes ouverts marrons montrent la présence d'une trop grande quantité d'algues et donc d'éléments nutritifs, une couleur rouge-

rosée met en évidence un sérieux manque d'oxygène libre; une couleur noire indique souvent que l'on est en présence des matières en suspension complètement anaérobies.

L'azote sous forme de nitrates (NO_3) est l'élément nutritif polluant le plus fréquent. Sous forme d'ammoniac (NH_3), une substance toxique qui doit être tenue éloignée des eaux vivantes, il est aussi un gros consommateur d'oxygène. Par contre, les nitrates peuvent fonctionner comme donneur d'oxygène dans certains cas.

Le deuxième élément nutritif le plus polluant est le phosphore, essentiellement présent sous la forme de phosphates d'hydrogène (H_2PO_4^-). Ces phosphates dans les eaux de surface sont dangereux parce que le phosphore est souvent le facteur limitant dans la valorisation d'autres éléments nutritifs. Donc même présent à petites doses, il peut rapidement entraîner une surcharge d'éléments nutritifs dans l'eau. L'azote est normalement disponible en quantité plus que suffisante, mais nécessite la présence de 10 % de phosphore pour être assimilé par les plantes. Ceci revient à dire que le phosphore active 10 fois sa quantité d'azote et peut, en raison de cela, être considéré comme l'élément le plus polluant pour les eaux de réceptrices. Pour cette même raison, les eaux usées riches en phosphates constituent un bon engrais quand elles sont utilisées comme eau d'irrigation en agriculture.

Le phosphore s'accumule dans les écosystèmes clos, comme les lacs, et n'est pas éliminé comme l'azote, par exemple, parce que le phosphore assimilé par les plantes reste potentiellement actif dans les résidus de ces plantes une fois mortes. Par exemple,

phosphate fixé par [es sels ferriques peut être libéré par les boues si le milieu devient anaérobie, et devient à nouveau disponible pour d'autres plantes. C'est pourquoi il faut éviter à tout prix un apport continu de phosphates dans un lac. La situation est moins critique quand il s'agit d'eaux courantes, mais il faut tout de même penser que la celles-ci aboutissent quelque part et qu'à cet endroit il y aura forcément une accumulation de phosphore.

Le chlore peut être utilisé pour désinfecter les effluents d'hôpitaux ou d'abattoirs. Mais le chlore désinfecte aussi les eaux réceptrices, et réduit d'autant le pouvoir auto-épurateur de celles-ci.

Il va de soi qu'aucune substance toxique ne devrait être déversée dans des eaux vivantes. La plupart des substances toxiques deviennent inoffensives à court terme après une dilution suffisante. Néanmoins, elles sont souvent assimilées par les plantes et les animaux et donc s'accumulent au cours du temps dans la chaîne alimentaire aquatique. Les poissons pêchés dans de telles eaux sont impropres à la consommation humaine. Les métaux lourds s'accumulent aussi dans les boues qui se déposent au fond des eaux de réceptrices, et constituent une bombe à retardement pour le futur.

6.2 Nappes phréatiques

L'eau des nappes phréatiques provient de l'eau de pluie. C'est la source d'eau la plus importante que ce soit pour les besoins domestiques, pour l'industrie ou pour l'agriculture. Les nappes phréatiques ne sont pas inépuisables, mais ont besoin d'être

approvisionnées si on veut pouvoir s'en servir de façon régulière. Les eaux usées ne devraient pas être simplement déversées dans les rivières pour être ensuite emportées vers la mer, mais devraient plutôt être épurées de manière à servir à alimenter les nappes phréatiques.

La pollution par les matières organiques a lieu lorsque les eaux usées entrent directement en contact avec des eaux souterraines. Une épaisseur de sol de 3 mètres sans fissures au-dessus d'une nappe phréatique est suffisante pour éviter toute contamination organique. Ce qui est plus risqué, c'est la pollution par des matières minérales, parce que des sels comme les nitrates et les phosphates sont solubles dans l'eau et ne peuvent donc pas être éliminés par filtration physique à travers une couche de sol ou de sable. Certains agents pathogènes peuvent aussi arriver jusqu'à la nappe phréatique malgré l'effet filtrant du sol. Ceci peut s'avérer dangereux dans le cas de virus, pour lesquels le potentiel infectieux est indépendant du nombre.

Les nitrates sont très solubles dans l'eau et sont donc facilement lessivés du sol vers les nappes phréatiques, surtout dans un sol sableux en période de moindre végétation (l'hiver pour les climats froids). Les eaux souterraines contiennent donc toujours un certain taux de nitrates (au-dessus de 10 mg/l pour la plupart).

Les nitrates (NO_3) en eux-mêmes sont relativement inoffensifs, dans les pays de l'Union Européenne les eaux de boisson peuvent légalement en contenir jusqu'à 25 mg/l. Le danger latent réside dans le fait qu'ils risquent dans certaines conditions biologiques ou chimiques, de se transformer en nitrites (NO_2). Ce processus peut

même avoir lieu à l'intérieur du corps humain, où les nitrites se fixent sur l'hémoglobine. Ceci en réduit la capacité de "transporter" l'oxygène et peut entraîner une asphyxie. Les bébés sont particulièrement exposés en raison de leur tendance à produire des nitrites; ainsi l'eau pour la fabrication des aliments pour bébés doit toujours contenir moins de 10 mg/l de NO_3 .

6.3 Le sol

La contamination d'un sol peut être dangereuse en raison de l'effet de lessivage qui peut entraîner la pollution vers les eaux de surface et les nappes souterraines. Mais le sol lui-même peut être affecté et devenir impropre à la culture. On peut par exemple avoir une diminution du pH dû à une décomposition anaérobie incomplète de matières organiques. Ceci se produit surtout dans des sols argileux ou limoneux lorsque l'apport d'oxygène est insuffisant, comme c'est le cas quand les cavités naturelles du sol sont bouchées par les solides en suspension dans les eaux usées.

Les sels minéraux en quantité raisonnable ne constituent généralement pas un problème pour le traitement des eaux usées, mais l'utilisation prolongée d'eaux usées salines en irrigation peut augmenter de façon irréversible la salinité du sol en surface. Les sols argileux ou riches en limons, plus imperméables, sont les plus affectés du fait que le sel s'y dépose en surface quand l'eau s'évapore.

D'un autre côté, un sol sableux peut s'enrichir par l'irrigation avec des eaux usées, même avec des eaux très chargées, à condition que l'oxygène ne soit pas empêché d'atteindre les couches plus profondes du sol. Des eaux usées correctement traitées contenant de l'azote, du phosphore et autres éléments sous forme minérale peuvent améliorer la qualité d'un sol et être inoffensives sur le plan écologique à condition que l'apport en éléments fertilisants soit calculé en fonction des besoins des plantes. L'épandage d'eaux usées traitées tout au long de l'année, malgré les variations des bassins peut avoir des effets néfastes, par lessivage des éléments nutritifs vers les eaux réceptrices, pendant le période repos végétatif.

7 PARAMETRES DE CONTROLE

La quantité et la qualité de la charge polluante, la faisabilité du traitement, l'impact sur l'environnement ou le potentiel de production de biogaz d'un certain type d'eaux usées sont déterminés par des analyses de laboratoire - bien qu'avec de l'expérience, certaines propriétés puissent être mises en évidence par simple observation. On trouve la description détaillée des techniques d'analyse dans des manuels destinés aux laboratoires ou dans des livres de vulgarisation sur le traitement des eaux usées, comme le "Wastewater Engineering" de Metcalf et Eddy.

Les données issues des analyses ne sont jamais fixes, la qualité des effluents changeant avec la période de la journée et la saison. Il est plus important de comprendre la signification des différents paramètres et leur fourchette "normale" plutôt que d'en connaître la valeur absolue; une précision de plus ou moins 10% est généralement plus que suffisante.

7.1 Le volume

Le volume ou débit d'eau usée donne une indication sur la taille probable des installations et par conséquent, permet de décider de la faisabilité ou la pertinence d'une technique de traitement. C'est donc le premier élément qu'un ingénieur en assainissement a besoin de connaître (cf. chap. 8.1).

Contrairement à ce que l'on pourrait croire, il est assez difficile et compliqué de déterminer un débit, en raison de ses variations au cours de la journée et de l'année, et

parce que les volumes doivent être mesurés "en vraie grandeur". Il n'est pas possible ici de prendre un échantillon et d'extrapoler. Pour les systèmes DEWATS, il est souvent plus facile et plus pratique de se procurer ou de mesurer la consommation d'eau propre plutôt que la production d'eau usée. Le débit d'eau usée n'est pas rigoureusement identique au volume d'eau consommé, parce que la totalité de cette eau ne finit pas dans les égouts (il y a l'arrosage, par exemple) et d'un autre côté, l'eau usée peut être un mélange d'eau résiduaire et d'eau pluviale. D'ailleurs, chaque fois que c'est possible, on doit éviter d'envoyer l'eau de pluie dans les stations d'épuration, tout spécialement quand elles transportent des quantités non négligeables de vase ou de déchets. Le réseau de collecte d'eau pluviale ne doit en tous cas, jamais être relié à une station d'épuration. Par contre, les lagunes et les filtres sont exposés à la pluie. Le volume d'eau supplémentaire ne représente pas vraiment un problème en lui-même, puisque la charge hydraulique ne risque pas d'être même doublée et cela pourrait même avoir un certain effet nettoyant. Mais le colmatage (par envasement) pourrait se produire si les eaux pluviales atteignaient les couches filtrantes après avoir érodé la zone autour.

Pour les réacteurs à haut rendement, comme les filtres anaérobies, les réacteurs compartimentés, et les UASB, le débit horaire peut être un paramètre vital dans la conception. On peut se baser sur les heures de la journée à fort débit si l'on n'a pas de données précises sur le débit en général.

Pour permettre d'évaluer l'importance des variations, il faut se baser sur les temps de séjour hydraulique.

Le débit peut se mesurer en volume collecté par unité de temps. Ceci peut se traduire par l'élévation de niveau dans un chenal obstrué pendant un laps de temps donné, ou le nombre de seaux remplis pendant un temps donné. Un bon indicateur est aussi le temps qu'il faut pour remplir le premier bassin de traitement lors de la mise en service d'une installation.

Dans les grandes stations, le débit est généralement mesuré par des jauges (ex. canal Venturi) dans lesquelles l'élévation du niveau dans le canal jaugeur indique le débit.

7.2 Les solides

La matière sèche (MS) englobe tout ce qui n'est pas de l'eau. La matière volatile (MV) constitue la fraction organique des solides totaux. On détermine la matière sèche en dessicant un échantillon, et le pourcentage de cendres, en le brûlant. On détermine la matière volatile par déduction, les cendres représentant la fraction inorganique. Les

matières sèches moins les cendres donnent les MV. On mesure les solides en mg/l ou en pourcentage du volume total.

Le paramètre "matières en suspension" (MES) décrit la quantité de matière organique ou inorganique non dissoute dans l'eau. Les matières en suspension comprennent à la fois les matières décantables et non décantables en suspension dans l'eau. Les matières décantables se déposent au fond en quelques heures à peine. Ils sont mesurés par une procédure standard avec un cône de décantation, pour un temps de décantation pré-défini de 30 minutes, 1 heure, 2 heures ou une journée. La mesure du volume de matières décantables est la méthode la plus simple pour analyser les eaux usées parce que les matières sont visibles directement dans n'importe quel récipient transparent. Pour une première estimation sur place, on peut prendre n'importe quel récipient transparent (par exemple une bouteille d'eau minérale - qu'il faudra prendre soin de détruire après pour des raisons d'hygiène).

Les matières en suspension non décantables sont des particules trop petites pour se déposer au fond dans un temps (techniquement) raisonnable. On les détecte en filtrant un échantillon. Les matières en suspension sont un paramètre important parce qu'ils sont responsables de la turbidité de l'eau et peuvent colmater les tuyaux, les filtres, les vannes et les pompes.

Les colloïdes sont des solides en suspension de très petite taille ($< 0.1 \mu\text{m}$) qui traversent le papier filtre normal mais ne sont pas complètement dissous dans l'eau (on dit qu'une substance est dissoute quand on en retrouve des molécules isolées réparties uniformément dans l'eau). Un

Composition en solides totaux des eaux usées modernes

écart	min	max
Source	g/hab*j	g/hab*j
Fèces (solides. 23%)	32	68
Déchets d'aliments	32	82
Lessives	59	100
W.C. (avec papier)	14	27
Urine (solides. 3.7%)	41	68

Metcalf&Eddy, S. 164

Tableau 7:

Les eaux usées domestiques proviennent de sources variées. Leur composition dépend beaucoup du niveau de vie et de la culture.

pourcentage élevé de colloïdes gras peut être une véritable source de problème dans les filtres à sable fin.

Dans les eaux usées domestiques, la DBO provient approximativement pour 1/3 (33%) de solides décantables, et pour moitié (50%) de solides dissous, alors qu'1/6 (17%) est attribué aux solides non décantables (cf. *Tab. 12*).

7.3 Les graisses et les huiles

Les graisses sont des matières organiques biodégradables. Néanmoins, étant donné qu'elles flottent sur l'eau et sont collantes par nature, ce sont par leurs propriétés physiques qu'elles posent un problème dans les processus de traitement et dans la nature. Ils vaut mieux les séparer avant le traitement biologique.

La quantité de graisses restantes dans les eaux usées domestiques une fois traitées est généralement faible; un taux situé entre 15 et 60 mg/l est considéré comme acceptable pour le rejet dans des eaux de surface, d'effluents d'abattoirs ou d'usine de transformation de la viande. Les graisses et les huiles minérales, comme l'essence et le diesel doivent être tenues éloignées des stations de traitement, bien qu'elles puissent être traitées de façon biologique, mais pas par des systèmes DEWATS.

7.4 Turbidité, couleur et odeur

La plupart des eaux usées sont troubles en raison de la présence des matières en suspension qui renvoient la lumière. Ainsi une eau très trouble indique la présence d'un pourcentage élevé de matières en suspen-

sion. *Metcalf et Eddy* (p. 25/) donnent la formule suivante reliant turbidité et matières en suspension:

$$\text{MES [mg/l]} = 2,35 \times \text{turbidité (NTU)}, \text{ ou}$$

$$\text{turbidité (NTU)} = \text{MES [mg/l]} / 2,35$$

NTU étant le degré standard de turbidité que l'on détermine soit avec l'aide d'un turbidimètre ou par des méthodes standardisées dans lesquelles on mesure la profondeur à laquelle on distingue une croix noire sur un fond blanc.

La turbidité peut être à l'origine d'un ralentissement de la production d'oxygène par les algues pendant la journée, en raison du manque de lumière.

La couleur peut indiquer l'origine des eaux usées, mais elle peut aussi indiquer l'état de décomposition. Les eaux usées domestiques fraîches sont grises, la transformation aérobie les rend plutôt jaunes, alors qu'une digestion anaérobie les fait virer au noir. De l'eau trouble, mais noire peut décanter aisément car les matières en suspension sont digérées et se déposent au fond si on leur laisse le temps de flocculer. Une couleur marron indique une fermentation aérobie incomplète ou facultative.

Des eaux usées sans odeur soit contiennent suffisamment d'oxygène libre pour empêcher la digestion anaérobie, soit indiquent que toute la matière organique s'est depuis longtemps décomposée. Une mauvaise odeur ("d'oeufs pourris") provient du H₂S (sulfure d'hydrogène) produit pendant la digestion anaérobie, spécialement si le pH est faible. Par conséquent, la présence d'une mauvaise odeur indique qu'il n'y a pas d'oxygène libre et que la digestion anaérobie est en cours. Et inversement, quand il y a digestion anaérobie consé-

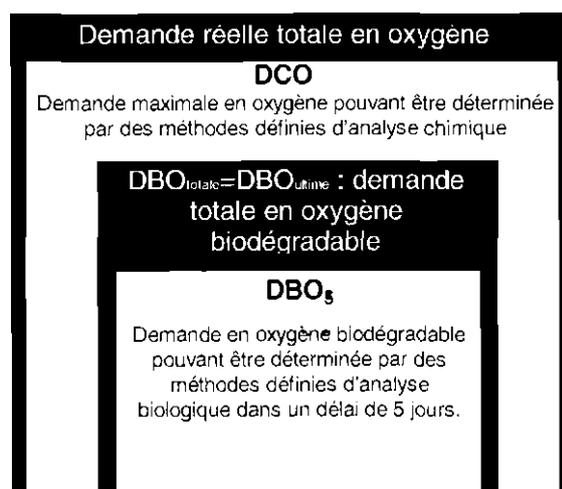
quente, il y aura toujours une mauvaise odeur.

Il existe d'autres odeurs caractéristiques des eaux usées fraîches selon leurs origines. Seule l'expérience permet de les reconnaître: les effluents de laiterie sentent l'effluent de laiterie, les effluents de distillerie ont une odeur caractéristique d'effluent de distillerie, etc., etc. " Sentir les performances " d'un système d'épuration est très important. Un ingénieur en assainissement doit être à l'affût des odeurs et se doit de les "collectionner" pour pouvoir les identifier et les corrélérer avec les étapes d'épuration pour s'en resserrer par la suite.

7.5 DCO et DBO

La DCO (Demande Chimique en Oxygène) est le paramètre le plus répandu pour mesurer la pollution organique. Elle donne la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder toute la matière organique et inorganique contenue dans l'eau. La DBO (Demande Biochimique en Oxygène) représente toujours une fraction de la DCO et décrit ce qui peut être oxydé par l'intermédiaire de bactéries. Elle représente en quelque sorte la fraction organique de la DCO. Dans des conditions standards en laboratoire à 20°C. il faut environ 20 jours pour activer la totalité de la DBO carbonée (= DBO ultime ou DBO totale). Pour gagner du temps, on arrête l'analyse de DBO au bout de 5 jours. Le résultat porte le nom de DBO_5 , que l'on simplifie en DBO le plus souvent. C'est une fraction (entre 50 et 70 %) de la DBO absolue. Cette fraction est différente selon les eaux usées. Le ratio DBO_{totale} / DBO_5 est plus élevé pour des eaux usées difficilement dégradables, et aussi par conséquent pour des eaux usées partiellement traitées.

La DCO et la DBO sont le résultat de méthodes standardisées d'analyse en laboratoire. Ils ne reflètent pas complètement la réalité biochimique, mais sont des indicateurs fiables en pratique. La DBO représente la portion facilement digestible, c'est-à-dire de façon anaérobie. Le ratio DCO/DBO_{totale} présente en gros le rapport de la quantité totale de matière oxydable sur la matière organique dégradée en premier par les bactéries les plus courantes. Par exemple, si un substrat est toxique pour les bactéries, la DBO est nulle, mais la DCO peut être élevée, comme c'est le cas avec de l'eau chlorée. En règle générale, si la DCO est beaucoup plus élevée que la DBO (> 3 fois) il faut voir s'il n'y a pas de substances toxiques ou non biodégradables dans les eaux usées. En pratique, le moyen le plus



DCO et DBO, ne sont en aucun cas comparables entre elles

Fig. 14: Définition de la demande en oxygène. La DBO_5 fait partie de la DBO totale, celle-ci pouvant être comprise comme une fraction de la DCO, cette dernière représentant une partie de la demande réelle absolue en oxygène. La DBO totale peut être égale à la DCO; la DCO peut être égale à la demande réelle en oxygène.

rapide de reconnaître des substances toxiques est de regarder dans la liste des approvisionnements de l'organisme qui produit les eaux usées. La connaissance du type de détergent utilisé par un hôpital peut être plus révélatrice qu'un échantillon d'eau usée prélevé au hasard.

Mais il faut savoir que la DCO mise en évidence lors d'un test de laboratoire donne la quantité d'oxygène de la substance-test, qui est le plus souvent du bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$). Le substrat que l'on analyse est chauffé pour initialiser la réaction chimique (combustion). On utilise parfois du permanganate de potassium ($KMnO_4$) pour effectuer des analyses rapides sur place. La DCO_c est approximativement deux fois plus élevée que la DCO_{min} ; néanmoins il n'existe pas de relation fixe entre les deux qui serait valable pour n'importe quelles eaux usées.

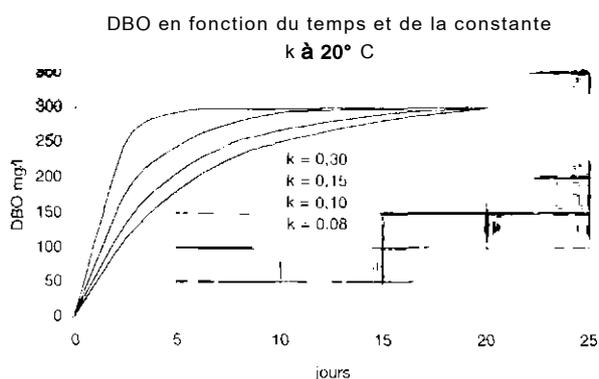


Fig. 15:
le taux de réduction de la DBO s'exprime par une série de constantes (k) qui dépendent des propriétés des eaux usées, de la température et des caractéristiques de la station de traitement en question. Les courbes donnent le taux de réduction de la DBO à 20°C. La valeur de la DBO au bout de 5 jours est connue sous le nom de DBO_5 .

Une eau usée facilement dégradable a un ratio DCO/DBO5 autour de 2. Ce ratio augmente après un traitement biologique, et surtout un traitement anaérobie, parce que la DBO est dégradée par voie biologique. Les concentrations de DCO et DBO se mesurent en mg/l ou g/m³, les valeurs absolues étant mesurées en g ou kg. Une eau usée faiblement polluée, par exemple issue de source domestique, peut avoir une DCO inférieure à 500 mg/l, une eau usée concentrée d'origine industrielle peut contenir jusqu'à 80.000 mg/l de DBO.

Concen. toxiques pour le processus anaérobie

Métaux tox.	concentration mg/l
Cr	28-200
Ni	50-200
Cu	5-100
Zn	3-100
Cd	70
Pb	8-30
Na	5000-14000
K	2500-5000
Ca	2500-7000
Mg	1000-1500

Mudrak / KunsI S. 158

Tableau 8:
Concentration de substances toxiques nécessaires pour inhiber la digestion anaérobie

Trop de DCO ou de DBO rejetée dans les eaux de surface signifie que l'oxygène contenu dans cette eau sera utilisé pour dégrader la pollution, et ne pourra donc pas être utilisé par la faune et la flore aquatique. Des normes acceptables pour le rejet des effluents dans les eaux de réception peuvent aller de 30 à 70 mg/l de DBO et de 100 à 200 mg/l de DCO.

On utilise parfois la notion de Carbone Organique Total (COT). Elle donne un indication de la quantité de DCO liée au carbone uniquement. Cet indicateur n'a aucune utilité dans les systèmes DEWATS à partir du moment où l'on connaît soit la DCO, soit la DBO.

7.6 L'azote (N)

Les différentes formes d'azote présentes dans les eaux usées sont un bon indicateur de ce qui se passe et ce qui s'est déjà passé au cours du traitement. L'azote est un des composants principaux des protéines (albumen). Un pourcentage élevé d'azote sous forme d'albumen indique une eau usée fraîche. Au cours de la décomposition, où de grosses molécules de protéines sont cassées pour en faire de plus petites, on trouve de l'azote sous forme d'ammoniacque libre (NH_3). Mais l'ammoniacque se dissout dans l'eau et se transforme en ammonium (NH_4^+) si le pH est faible. Il reste ou se transforme en NH_3 en présence d'un pH >7 . On a toujours un équilibre de masse entre NH_3 et NH_4^+ . NH_3 s'évapore dans l'atmosphère, ce qui représente une perte d'azote, qui peut être non-souhaité si les eaux sont utilisées en irrigation. L'ammonium s'oxyde en nitrite (NO_2^-) et finalement en nitrate (NO_3^-).

Les symboles chimiques montrent clairement que l'ammoniacque (ou l'ammonium) consomme de l'oxygène pour former le composé le plus stable, qui est un nitrate. L'azote de l'albumen (l'azote organique) et de l'ammoniacque forment ensemble l'azote de Kjeldahl ($\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$). L'azote total (N_{total}) est composé de $\text{N}_{\text{Kjeldahl}}$ (azote non oxydé) et de nitrate-N (azote oxydé).

L'azote pur n'est presque pas soluble dans l'eau, et s'évapore donc rapidement. Cette faculté est utilisée pour éliminer l'azote des eaux usées au cours du processus de dénitrification. L'azote pur (N_2) se forme lorsque l'oxygène se sépare de NO_3^- pour oxyder la matière organique. La nitrification (dans des conditions aérobies) suivie de la dénitrification (dans des conditions d'anoxie) est le processus le plus courant pour éliminer l'azote dans les eaux usées (cf. chap. 5-6).

Pour assurer une croissance optimale des bactéries le ratio DBO / N doit se situer dans une fourchette de 15 à 30 pour des eaux usées non traitées.

En règle générale, on ne contrôle pas l'azote dans les effluents des petites stations. Les normes de rejet pour les effluents de grandes stations tolèrent une concentration de NK-N de l'ordre de 10 à 20 mg/l.

7.7 Le phosphore (P)

Le phosphore (P) est un paramètre important dans le cas d'eaux usées dont on ne connaît pas la composition, et particulièrement la relation entre phosphore et DBO, azote ou soufre. Un rapport BDO/P approximativement égal à 100, ou N/P approximativement égal à 5 est nécessaire pour que les bactéries se développent. S'il y a un déficit en phosphore, il y aura moins d'activité bactérienne et donc une réduction moins poussée de la DCO (DBO).

A l'autre extrême, une quantité trop importante de phosphore dans les effluents entraîne une pollution de l'eau par développement d'algues. Mais l'élimination du phosphore ne joue pas un rôle majeur dans

les systèmes DEWATS, c'est donc le paramètre le moins important pour l'ingénieur. Les normes de rejet de phosphore pour les plus grandes stations sont comprises entre 1 et 5 mg/l.

7.8 Température et pH

La température est un facteur important parce que le rythme de développement des bactéries augmente avec la température, en deçà d'une certaine limite. Les processus aérobies sont moins sensibles aux basses températures que les processus anaérobies, en raison de la faible quantité d'énergie libérée par la décomposition anaérobie "incomplète". Ceci est mis en évidence par le fait que le sous-produit de cette réaction, le biogaz, est encore oxydable et possède un potentiel énergétique. Une température comprise entre 25 et 35 °C. est idéale pour une digestion anaérobie, elle est correcte entre 18 et 25 °C. Donc, une température de 18 °C. est de manière générale acceptable. Dans les régions tropicales et subtropicales la température ambiante est pratiquement idéale pour un traitement anaérobie, et ne pose donc pas de problème pour les systèmes DEWATS.

Les températures élevées sont aussi favorables au développement des bactéries aérobies, mais sont pénalisantes au niveau du transfert d'oxygène (*Fig. 13*). Plus la température est fraîche, plus l'oxygène peut être dissout dans l'eau, donc plus il y aura d'oxygène absorbé à partir de l'air. C'est ce qui explique qu'il arrive que les lagunes peuvent passer en conditions anaérobies quand il fait trop chaud.

Le pH indique si un liquide est acide ou alcalin. La définition scientifique du pH est assez compliquée et ne présente aucun intérêt dans la pratique d'ingénierie (il indique la concentration en ions H^+). L'eau pure a un pH de 7, ce qui représente la neutralité. Un effluent avec un pH neutre est signe que les performances du traitement sont optimales. Les eaux usées ayant un pH inférieur à 4 ou 5 (acide) ou supérieur à 9 (basique) seront difficiles à traiter; il peut être nécessaire de mélanger le contenu de plusieurs cuves à pH différents pour rétablir un équilibre au niveau du pH. Dans le cas d'un pH élevé, il y a prédominance d'ammoniaque, alors que l'ammonium prend le dessus si le pH est faible.

7.9 Les acides gras volatils

Les acides gras volatils (AGV) permettent de vérifier l'état d'avancement du processus de digestion anaérobie. Un taux élevé d'AGV va toujours de pair avec un pH faible. Les acides gras sont produits au cours de la première phase de la digestion. La présence d'acides gras en trop grand nombre indique que la deuxième phase de la digestion qui coupe les acides gras, n'arrive pas à suivre la cadence de la production des acides. La raison peut en être un temps de séjour trop court ou une charge polluante trop élevée pour le système de traitement. Un taux d'AGV à l'intérieur du digesteur de l'ordre de grandeur de la DBO₅, indique un processus anaérobie stable.

7.10 L'oxygène dissout

L'oxygène dissout (OD) indique quelle quantité d'oxygène libre est disponible dans l'eau. Ce paramètre est parfois utilisé dans les systèmes de traitement sophistiqués parce qu'il indique le potentiel du traitement aérobie. L'oxygène dissout est plus couramment utilisé pour juger de la qualité des

eaux de surface, un facteur important pour la vie aquatique. En pisciculture, un minimum de 3 mg/l d'OD est requis, et encore ceci n'est valable que pour les "poissons de vase", pour la plupart des autres espèces, il est nécessaire d'avoir un minimum de 4 à 5 mg/l d'OD pour assurer leur survie.

Tableau 9:

Maladies véhiculées par l'eau et leurs symptômes.

Maladies et symptômes des agents pathogènes des eaux usées

Organisme	Maladie / Symptômes
<u>Virus (fréquence d'infection faible)</u>	
polio virus	poliomyélite
Coxsackie virus	meningite, pneumonie, hépatite, fièvre, rhumes, etc.
echo virus	meningite, paralysie, encéphalite, fièvre, rhumes, diarrhée, etc.
hepatitis A virus	hépatite infectieuse
rota virus	gastroentérite aiguë avec forte diarrhée
norwalk agents	gastroenterite épidémique avec diarrhée
reo virus	infection respiratoire, gastroentérite
<u>Bactéries (fréquence d'infection faible)</u>	
<i>salmonella spp.</i>	salmonellose, fièvre typhoïde
<i>shigella spp.</i>	dysenterie
<i>yersinia spp</i>	gastroenterite aiguë, diarrhée, douleurs abd.
<i>vibro cholerae</i>	choïera
<i>Campylobacter jejuni</i>	gastroentérite
<i>escherichia coli</i>	gastroentérite
<u>Helminthes (fréquence d'infection élevée)</u>	
<i>ascari lumbricoides</i>	dérangement intest., douleurs abd., vomissements, nervosité
<i>ascaris suum</i>	toux, douleurs thora., fièvre
<i>tñchuris trichiura</i>	douleurs abd., diarrhée, anémie, perte de poids
<i>toxocara canis</i>	fièvre, gêne abd., courbatures, symptômes neurologiques
<i>taenia saginata</i>	nervosité, insomnie, anorexie, douleurs abd., dérangement intest.
<i>taenia solium</i>	nervosité, insomnie, anorexie, douleurs abd., dérangement intest.
<i>necator americanus</i>	ankylostome
<i>hymenolepsis nana</i>	taeniasis
<u>Protozoaires (fréquence d'infection moyenne)</u>	
<i>Cryptosporidium</i>	gastroentérite
<i>entamoeba histolytica</i>	entérite aiguë
<i>giardia lamblia</i>	giardiasis, diarrhée, crampes abd., perte de poids
<i>balantidium coli</i>	diarrhée, dysenterie
<i>toxoplasma gondii</i>	toxoplasmose

Sources variées, d'après EPA, Winblad

7.11 Les agents pathogènes

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) fait une distinction entre le risque élevé de transmission des parasites intestinaux (oeufs d'helminthes), et le risque relativement plus faible de transmission de maladies causées par des bactéries pathogènes. Le nombre d'oeufs d'helminthes et de coliformes fécaux sont des indicateurs de ce risque. Les normes de l'OMS pour l'irrigation incontrôlée sont de moins de 10.000 E-coli par litre, mais de moins d'un oeuf d'helminthes par litre. La bactérie E-coli n'est pas pathogène, mais sert d'indicateur de bactéries fécales, potentiellement pathogènes.

Indépendamment du nombre d'oeufs, de bactéries ou de virus, les eaux usées représentent un danger pour l'homme. Un comptage exact présente un intérêt limité dans le cas des systèmes DEWATS. Un comptage des bactéries et des helminthes peut devenir intéressant lorsque les eaux usées sont déversées dans des eaux de surface utilisées pour la baignade, la lessive ou la vaisselle, ou bien en irrigation.

Un soin tout particulier doit être apporté aux effluents d'origine domestique ou provenant d'usines de transformation de la viande ou d'abattoirs, qui peuvent être à l'origine de la transmission de maladies véhiculées par le sang, comme l'hépatite. La manipulation et le rejets de tels effluents peuvent nécessiter de prendre des précautions particulières.

8 PARAMETRES DE DIMENSIONNEMENT

8.1 La charge hydraulique

La charge hydraulique est le paramètre le plus fréquemment utilisé pour calculer le volume d'un réacteur. Elle indique le volume d'eau usée acceptée par volume de réacteur, ou par surface de filtre, pendant un temps donné. La dimension la plus courante pour un réacteur est le $\text{m}^3/\text{m}^3\text{-j}$, ce qui signifie que l'on charge dans le réacteur 1 m^3 d'eau usée par m^3 de cuve et par jour. L'inverse de cette valeur donne le temps de séjour. Par exemple, 1 m^3 d'eau usée dans 3 m^3 de volume de cuve donne une charge hydraulique de $0,33 \text{ m}^3/\text{m}^3\text{-j}$, ce qui équivaut à un temps de séjour de 3 jours (volume de $3 \text{ m}^3 / 1 \text{ m}^3$ d'eau par jour).

Le temps de séjour donne une relation de volume à volume, il ne distingue pas entre le liquide et les boues, par exemple. Le temps de séjour d'une fosse septique ne donne aucune indication sur la fraction d'eau usée qui reste plus longtemps dans la cuve, ni sur le temps de digestion des boues déposées au fond. Dans des enceintes remplies de matériau filtrant, le temps de séjour réel dépend de la taille des vides entre les éléments filtrants. On peut prendre l'exemple d'un gravier composé à 60 % de cailloux et à 40 % de vides. Un temps de séjour de 24 heures par unité de volume brut de réacteur est réduit à 40 %, ce qui donne un temps de séjour net de seulement 9,6 heures.

En ce qui concerne les tertres filtrants et les lagunes, on peut mesurer la charge hydraulique en $\text{m}^3/\text{ha}\text{-j}$, en $\text{m}^3/\text{m}^2\text{-j}$ ou en $\text{l}/\text{m}^2\text{-j}$. Ces valeurs peuvent aussi être don-

nées en cm ou en m de hauteur d'eau au-dessus d'une surface horizontale. C'est ainsi que 150 litres d'eau déversées par m^2 de terrain représentent $0,15 \text{ m}^3/\text{m}^2$, ou encore 0,15 m ou 15 cm de charge hydraulique.

La charge hydraulique conditionne aussi la vitesse du flux à l'intérieur du réacteur. Ceci est particulièrement intéressant dans le cas de réacteurs à flux ascendant, comme l'UASB ou la fosse septique compartimentée dans lesquels la vitesse du flux ascendant doit être inférieure à la vitesse de décantation des particules solides. Dans ce cas, il faut diviser le débit journalier par le nombre d'heures où il y a réellement un débit (débit de pointe). Le débit d'eau usée par heure est divisé par la surface du compartiment en question, pour calculer la vitesse dans un réacteur à flux ascendant ($V=Q/S$; vitesse du flux égal débit divisé par la surface). Ceci veut dire que la vitesse ascendante augmente quand on divise le volume d'un réacteur en plusieurs cellules, étant donné que le débit reste le même alors même que la surface individuelle de chaque cellule est réduite à une fraction de la surface totale. Le besoin de maintenir une vitesse relativement faible entraîne des volumes de cuves relativement important, particulièrement dans les fosses septiques compartimentées.

8.2 La charge organique

Pour des eaux usées très chargées, la charge organique devient le paramètre déterminant, avant la charge hydraulique. L'unité de cal-

cul est le gramme ou le kg de DBO₅ (ou de DCO) par m³ de volume de réacteur et par jour pour les fosses et les lagunes anaérobies profondes. Pour les lagunes aérobies peu profondes, la charge organique est ramenée à l'unité de surface, donc en g/m² ou en kg/ha de DBO₅ (ou de DCO). La charge organique autorisée dépend du type de réacteur, de sa température et du type d'eau usée. Elle doit tenir compte du temps nécessaire aux bactéries pour leur métabolisme propre (souvent exprimé par la constante k). Un substrat facilement digestible peut être introduit à plus forte charge, parce que toutes les bactéries concernées s'y développent vite et consomment la matière organique rapidement. Pour les substrats moins digestibles, certaines bactéries ont besoin de plus de temps.

Si la charge est trop faible, il n'y a pas assez de bactéries, parce qu'elles se "mangent entre elles" par manque de nutriments (autolyse). Ainsi les eaux usées entrantes ne rencontrent pas suffisamment de bactéries pour être dégradées. Par contre, une trop faible charge ne pose pas de problème pour la stabilité du processus, c'est simplement que le traitement peut s'avérer inefficace.

8.3 Le volume des boues

Le volume des boues est un paramètre important à prendre en compte pour le dimensionnement des cuves et des digesteurs, parce que les boues en s'accumulant occupent un certain volume qu'il faut ajouter

Tableau 10:

Charge organique et efficacité de réduction de la charge pour divers types de traitement.

Charges organiques, efficacité du traitement et température optimum						
valeur types	lagune aérobie	lagune de finition	lagune à jacinthes d'eau	lagune anaérobie	filtre anaérobie	réacteur anaérobie comparti- menté
DBO ₅ kg/m ³ *j	0,11	0,01	0,07	0,3 - 1,2	4,00	6,00
réduction de DBO ₅	85%	70%	85%	70%	85%	85%
température optimale	20° C	20° C	20°C	30° C	30° C	30°C

sources div.

Si la charge est trop élevée, il peut arriver que les sous-produits d'une des étapes de la fermentation ne puissent plus être dégradés par le groupe suivant de bactéries, ce qui peut entraîner un "empoisonnement" et l'arrêt du processus. Par exemple, dans une digestion anaérobie, les acides gras produits au cours de la première étape doivent être dégradés par les bactéries du groupe suivant; sinon le substrat rancit et la méthanisation finale ne peut pas avoir lieu.

au volume du réacteur nécessaire. Le volume des boues biologiques est directement proportionnel à la réduction de DBO, mais varie cependant avec le procédé de traitement retenu. La décomposition aérobie produit un volume de boues plus important que la fermentation anaérobie. En plus des boues biologiques, on trouve les boues primaires composées d'une certaine proportion de boues déjà minéralisées.

La littérature standard sur les eaux usées donne les volumes de boues issus de différents systèmes de traitement; certains d'entre eux ne peuvent pas être comparés à des DEWATS. Dans les stations d'épuration classiques, les boues sont éliminées de façon continue, souvent par soutirage, ce qui donne des boues très liquides, avec un taux de matières sèches entre 1 et 5 %. Dans les systèmes DEWATS, les boues restent à l'intérieur des cuves pendant plus d'un an, s'y décomposent dans des conditions anaérobies et sont compactées au cours du temps sous l'effet de leur propre poids.

Il existe dans la littérature des écarts importants dans les volumes de boues qui s'accumuleraient dans les cuves de traitement primaire; *Garg* donne un volume de 30 litres par habitant et par année pour les fosses septiques en Inde, alors que *Metcalf et Eddy* donnent 140 litres par habitant et par an pour un décanteur-digester (fosse Imhoff) aux USA, qui sont comparables aux chiffres de la Chine, qui donne 0,4 l par habitant et par jour. Les volumes de boues dans des décanteurs de stations d'épuration classiques donnent des valeurs entre 360 et 500 litres par personne et par an. Imhoff donne une valeur de 1,8 litre par habitant et par jour de boues fraîchement décantées, qui se réduit après digestion anaérobie à 0,3 litres par jour, soit 110 litres par an. Ce volume peut encore être réduit, en déshydratant, à 0,1 litre par habitant et par jour. *Inamori* trouve l'équivalent de 3,35 kg de MS de boues par personne et par an, accumulées dans une fosse septique préfabriquée au Japon. Ceci correspond assez bien aux 30 litres donnés par *Garg*, si l'on part de l'hypothèse que les boues anaérobies compactées au fond de la cuve con-

tiennent 11 % de matière sèche. Ce volume peut être encore réduit si l'on augmente l'intervalle d'évacuation des boues.

Tableau 12:
Propriétés des boues primaires

Propriétés des boues issues de la décantation primaire		
poinds spécifique des solides	poinds spécifique des boues	matières séchées
kg/l	kg/l	g/m ³
1,4	1,02	150,6

Metcalf & Eddy, pg. 773

Pour obtenir une valeur approximative en fonction de la charge en DBO d'une eau usée, on peut considérer que ces 30 litres de boues par an proviennent de la réduction d'environ 15 à 20 g par jour de DBO dans la fosse septique. Ceci veut dire que 0,005 litres de boues par gramme de DBO₅ retenue s'accumule au cours des premières étapes des processus DEWATS. Ce chiffre recouvre un certain pourcentage de particules minérales décantables, que l'on ne retrouve donc pas dans les étapes suivantes de traitement. De plus, la totalité de la matière organique décomposée ne s'accumulera pas forcément comme boue décantable au cours du traitement secondaire. On donne une valeur de 0,0075 litres pour les lagunes aérobie, en raison du surplus de boues produit par les algues.

Les chiffres donnés ci-dessus sont valables pour des eaux usées domestiques "modernes" comme décrites dans le **tableau 11**.

Tableau u:

Répartition moyenne des solides dans les eaux usées domestiques en Allemagne.

	Matières solides dans les eaux usées domestiques							
	matière sèche minérale		matière sèche organique		matière sèche totale		DBO ₅	
	g/hab.*j	g/m ³	g/hab.*j	g/m ³	g/hab.*j	g/m ³	g/hab.*j	g/m ³
décantables	20	100	30	150	50	250	20	100
en suspension	5	25	10	50	15	75	10	50
dissous	75	375	50	250	125	625	30	150
total	100	500	90	450	190	950	60	300

Imhoffg 103, 104

L'accumulation de boues provenant d'autres types d'eaux usées avec des propriétés de décantation différents et un rapport différent entre matière organique et matière minérale peut être calculée de la même manière que précédemment, en tenant compte de leurs particularités.

9 TECHNOLOGIE

9.1 Bacs à graisse et désableurs

Dans les systèmes DEWATS qui comprennent une fosse septique, il n'y a normalement pas lieu d'utiliser des bacs à graisse ou des désableurs pour les eaux usées domestiques. Il vaut mieux d'ailleurs éviter d'en installer chaque fois que c'est possible, parce qu'ils doivent être vidés au moins une fois par semaine. Néanmoins, pour les eaux usées de cuisines centrales ou de certains sites industriels, il peut être préférable d'éliminer le sable et les graisses avant la fosse septique.

Le fonctionnement des bacs à graisse et désableurs est le même que celui d'une fosse septique, c'est-à-dire que les matières légères se retrouvent à flotter en sur-

face, et les matières lourdes se déposent au fond. La différence est qu'il ne faut pas laisser le temps aux matières biodégradables de se déposer. Le TRH doit être très court, de l'ordre de 3 minutes pour les désableurs, ce qui veut dire que les structures en maçonnerie ne sont pas adaptées à des débits très faibles.

Un élément en forme d'entonnoir est le mieux adapté, car il permet d'avoir une vitesse faible en haut, là où la surface est la plus grande, pour faciliter la flottaison des graisses, et une vitesse rapide en bas de l'entonnoir, ce qui permet uniquement au sable grossier et aux particules les plus lourdes de se déposer. La surface de l'eau est protégée des turbulences du flux entrant par un déflecteur; la sortie se fait par le fond.

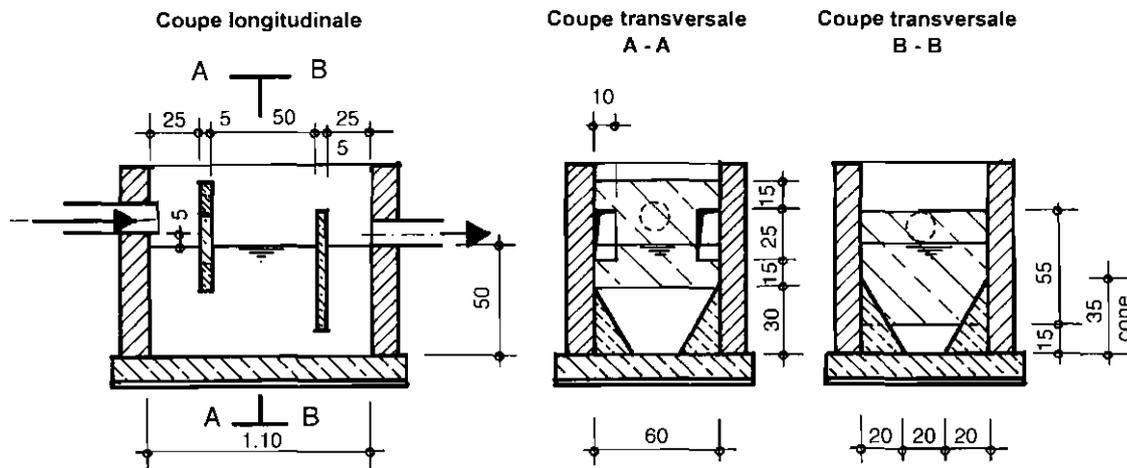


Fig. 16:

Schéma général d'un bac à graisse combiné avec un désableur. Les graisses et le sable qui s'accumulent doivent être retirés au mieux tous les jours, et au pire une fois par semaine. Si l'on n'est pas sûr que cela sera fait, il vaut mieux surdimensionner la fosse septique de manière à recevoir aussi les graisses et le sable.

9.2 Fosse septique

La fosse septique est la forme de station d'épuration décentralisée à petite échelle la plus répandue dans le monde. C'est un système compact, robuste et extrêmement efficace au regard de son coût de construction. C'est en gros un bassin de décantation dans lequel les boues décantées sont stabilisées par digestion anaérobie. Les matières dissoutes ou en suspension quittent la fosse plus ou moins sans transformation.

Il y a deux principes d'épuration en concurrence dans la fosse septique, nommément un traitement mécanique par décantation et un traitement biologique par contact entre des eaux usées fraîchement entrées et des boues actives. Une décantation optimale se produit lorsque l'on a un flux régulier et sans à-coups, alors que l'épuration biologique optimale se produit lors d'un contact rapide et intime entre le flux entrant et les boues actives, contact facilité par des turbulences. La façon dont se fait l'alimentation en eaux usées de la cuve détermine le traitement prédominant.

Quand on a un flux régulier et sans à-coups, le surnageant (l'eau qui reste une fois que les particules solides décantables se sont déposées) qui sort de la fosse septique est plutôt frais et sans odeur, ce qui veut dire que la décomposition n'a pas encore commencé. Avec un flux turbulent, la décomposition des particules solides en suspension et dissous débute plus rapidement. Mais comme elles n'ont pas la possibilité de se déposer au fond, en raison des turbulences, beaucoup de particules solides en suspension se retrouvent rejetées avec l'effluent. Des particules solides incomplètement fermentées quittent la cuve, ce qui a pour conséquence de provoquer de mauvaises odeurs.

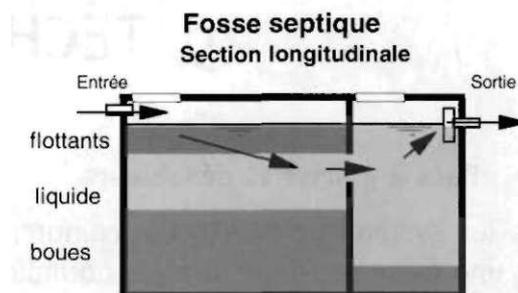


Fig. 17:

Principe de fonctionnement d'une fosse septique. La plupart des boues et des flottants sont retenus dans le premier compartiment; le second compartiment contient très peu de boues, ce qui permet à l'eau de s'écouler de manière homogène, sans être perturbée par les bulles de gaz qui remontent.

Avec les eaux usées domestiques, il y a normalement formation d'une écume épaisse à l'entrée de la fosse appelée "flottants", formée de matières plus légères que l'eau (comme les graisses, la sciure, les cheveux ou des plastiques) et pour une bonne part de particules de boues qui remontent à la surface portées par les gaz dégagés par la fermentation. Les boues fraîches soulèvent les flottants plus anciens au-dessus de la surface de l'eau, ou ils deviennent encore plus légers en se desséchant. C'est ainsi que les flottants s'accumulent et forment une couche qui doit être enlevée régulièrement, au moins tous les 3 ans. Les flottants ne gênent pas le processus d'épuration en lui-même, mais prennent de la place dans la cuve.

Une fosse septique est composée au minimum de 2, mais parfois de 3 compartiments. Les parois de ces compartiments doivent être maintenues en permanence environ 15 cm au-dessus du niveau du liquide. Ces parois peuvent être utilisées comme murs porteurs pour la dalle recouvrante, à condition de prévoir une ouverture pour laisser s'échapper les gaz.

Le premier compartiment occupe environ la moitié du volume total parce c'est ici que s'accumule la majeure partie des boues et des flottants. Le(s) compartiment(s) suivant(s) est(sont) prévu(s) pour éliminer les turbulences. Ils sont de taille identique et occupent au total l'autre moitié du volume. Normalement, tous les compartiments ont la même profondeur. Celle-ci peut varier de 1,50 m à 2,50 m entre le niveau de sortie et le fond; parfois le premier compartiment est plus profond.

On calcule la taille du premier compartiment de manière à être 2 à 3 fois supérieure au volume de boues attendu, qui

s'accumulent plus ou moins en fonction de l'intervalle entre les opérations de vidange, et de la proportion de particules solides décantables de l'effluent. (cf. *Fig. 67*). Dans la plupart des pays, il existe des normes nationales fixant le volume de fosse à prévoir par utilisateur.

Le taux d'élimination des MES chute de façon dramatique lorsque les boues accumulées occupent plus des $2/3$ de la cuve. Cette situation doit être évitée, particulièrement lorsque l'effluent est traité ultérieurement par des filtres à sable ou à gravier.

"La vidange à intervalles irréguliers des fosses septiques entraîne un colmatage irréversible des lits

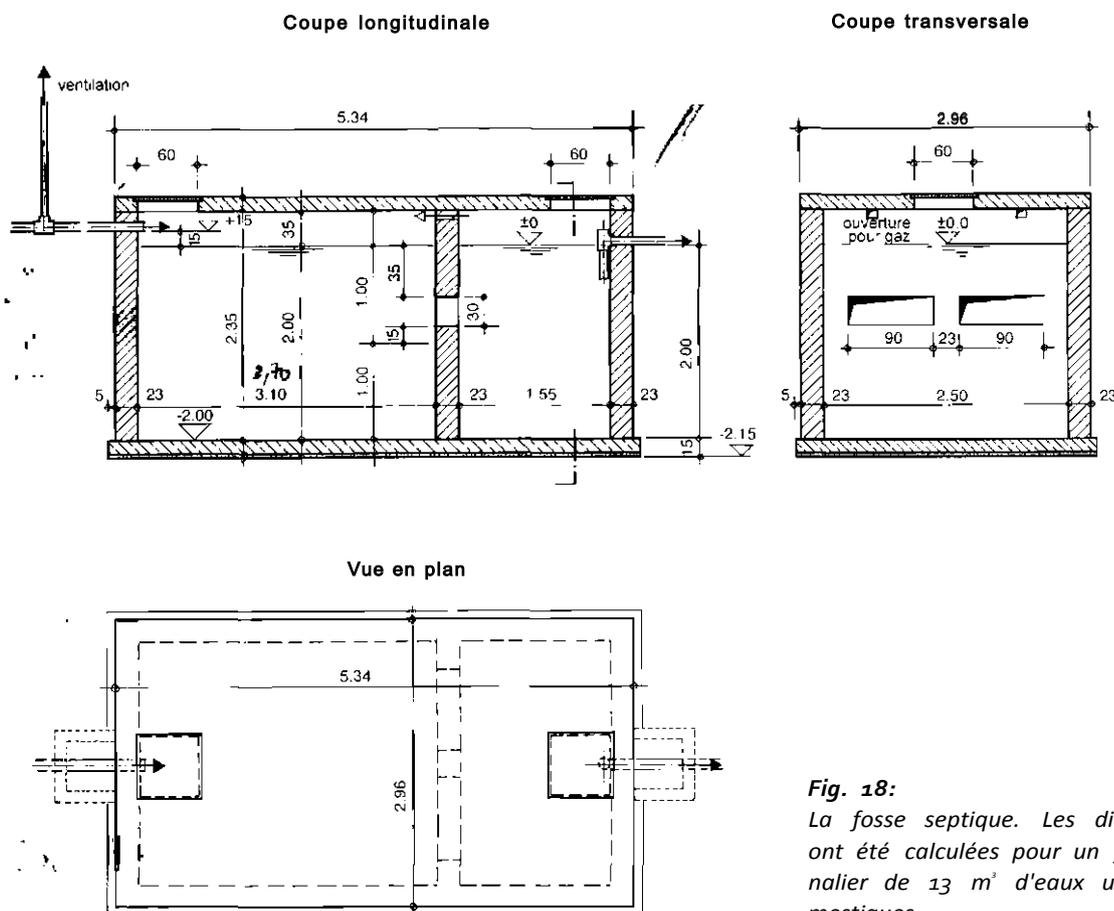


Fig. 18:

La fosse septique. Les dimensions ont été calculées pour un flux journalier de 13 m^3 d'eaux usées domestiques.

d'infiltration; plutôt que de renouveler les lits, la plupart des utilisateurs les shuntent et dirigent le flux sortant de la fosse vers les égouts de surface." (Alaerts G.J., Veenstra S., Bentvelsen M., van Duil L.A. et al.: "Faisabilité des traitements anaérobies dans les stratégies d'assainissement des pays en voie de développement").

Dans le cas des eau usées d'origine domestique, le volume de boues accumulées doit être calculé sur la base de 0,1 l/hab-j. pour déterminer la quantité annuelle. Si les intervalles entre deux opérations de vidange dépassent les deux ans, on peut se baser sur une valeur de 0,08 l/hab-j. en raison du compactage des boues (cf. **Fig. 67**).

L'entrée dans la cuve se fait à un niveau calculé comme étant au-dessous du niveau inférieur présumé des flottants. Elle peut avoir lieu au-dessus du niveau du liquide si le tuyau d'alimentation sert aussi à évacuer les gaz. Les tuyaux de ventilation pour les gaz de digestion doivent aboutir à l'extérieur de tout bâtiment, et au moins 2 m au-dessus du sol.

La liaison entre les différents compartiments se fait par de simples ouvertures dans les parois, situées au dessus du niveau maximum des boues et en dessous du niveau minimum des flottants. Ceci revient à dire en ce qui concerne les eaux usées domestiques que le haut de l'ouverture doit se situer 30 cm en dessous du niveau de sortie, et que le bas arrive au moins à la moitié de la hauteur du liquide mesurée depuis le fond. Ces ouvertures doivent être réparties régulièrement sur toute la largeur de la cuve afin de réduire les turbulences. Une fente sur toute la largeur de la cuve est ce qu'il y a de mieux pour réduire la vitesse, et donc les turbulences.

Une fosse septique est une usine à biogaz dans laquelle le biogaz n'est pas valorisé. Mais ce gaz s'accumule à l'intérieur de la cuve au-dessus du liquide et doit pouvoir être évacué à l'air libre. Il faut absolument éviter d'approcher une flamme lorsqu'on ouvre une fosse septique pour la vidanger.

Rien ne se perd; même les
eaux usées traitées doivent
aboutir quelque part

La sortie possède un raccord en T dont le bras inférieur plonge jusqu'à 30 cm en dessous du niveau du liquide. Avec ce système, les gaz nocifs enfermés dans la cuve entrent dans la conduite d'évacuation, qui doit être correctement ventilée. Si cette ventilation ne peut pas être assurée, il faut installer un coude en sortie, de manière à éviter que les gaz n'empruntent la canalisation de sortie.

La dalle de couverture de la fosse doit comporter plusieurs regards; un au-dessus de l'entrée et de la sortie, et un au niveau de chacune des cloisons de séparation, de préférence au niveau de l'entrée de chaque compartiment. Ces regards doivent être placés de façon à permettre de prélever des échantillons dans chaque compartiment.

Les fosses septiques sont conçues à l'origine pour les effluents domestiques. Elles conviennent aussi pour des eaux usées de composition similaire, c'est-à-dire comprenant une part importante de solides décantables.

La qualité de l'épuration d'une fosse septique tourne autour de 25 à 50 % de réduction de DCO, ce qui représente un traitement primaire grossier avant un traitement

secondaire ou tertiaire. Le traitement final peut être assuré par des lagunes ou des tertres filtrants; dans ce dernier cas, il faut s'assurer que la fosse septique est vidangée régulièrement. Une fosse septique peut aussi être intégrée dans un filtre anaérobie ou précéder une fosse septique compartimentée. Les fosses septiques sont aussi des unités efficaces de pré-traitement autonome sur place, avant un réseau d'égout communal, car on peut réduire le diamètre des canalisations lorsque la plupart des solides décantables ont été éliminés à la source.

La pression de l'eau augmente avec la profondeur du compartiment

Phase de démarrage et entretien

Une fosse septique peut être mise en service dès son installation, sans procédure particulière. Néanmoins, la digestion des boues ne commencera qu'au bout de quelques jours. Une vidange doit être envisagée de façon régulière au bout d'une à trois années. Lorsque l'on retire les boues, il faut penser à laisser à l'intérieur une partie des boues les plus fraîches de manière à assurer la continuité du traitement. Ceci signifie que lors d'une vidange par pompage, il faut que l'extrémité du tuyau de pompage soit placée bien au fond de la cuve. Il n'est pas nécessaire d'enlever toute la partie liquide. Ces boues doivent être traitées immédiatement par séchage ou compostage pour éviter toute contamination par des agents pathogènes. Les alentours d'une fosse septique devraient être dégagés de toute végétation, de manière à éviter que les racines ne colonisent les canalisations ou les chambres d'inspection.

Dimensionnement

Il faut prévoir environ 80 à 100 litres par utilisateur domestique. Pour le calcul exact, ou pour des eaux usées d'origine autre que domestique, on utilisera la formule donnée dans la feuille de calcul informatisée (cf. *Tableau 23*).

9.3 Fosse Imhoff ou décanteur-digesteur

Les fosses Imhoff ou décanteur-digesteur sont utilisées typiquement dans le traitement des eaux usées domestiques ou mélangées dont le débit est supérieur à 3 m³/j et pour lequel les dernières étapes se déroulent à l'air libre, ce qui revient à dire que l'on souhaite avoir des effluents du traitement primaire qui ne sentent pas mauvais, comme ce peut être le cas pour les effluents de fosses septiques. Le fosse Imhoff sépare en fait l'effluent frais des boues.

Il est composé d'un compartiment de décantation au-dessus de la cuve de digestion. Des murs déflecteurs en forme d'entonnoirs évitent aux particules de boue malodorantes qui ont tendance à remonter, de se mélanger avec le flux entrant et de créer des turbulences. L'effluent reste frais et inodore parce que les solides dissous et en suspension n'ont pas l'occasion d'entrer en contact avec des boues actives, et de rancir et sentir mauvais. Des temps de rétention au-delà de deux heures en période de pointe dans la partie de décantation mettrait ce processus en péril.

Lorsque les boues fermentent au fond, les particules de boue s'attachent aux bulles de gaz nauséabonds et commencent à remonter à la surface, comme dans une fosse

septique. Ces particules de boues ascendantes s'amassent sous les parois coniques et forment une couche de flottants. Cette couche s'épaissit en permanence vers le bas, jusqu'à boucher les fentes au travers desquelles les particules en décantation sont censées tomber dans le compartiment inférieur. L'effet du traitement est alors réduit à celui d'une fosse septique sous-dimensionnée. C'est pourquoi les boues et les flottants doivent être retirés régulièrement, à des intervalles correspondant à ceux prévus lors du dimensionnement.

On ne doit retirer qu'une partie des boues de manière à en garder toujours une certaine quantité. Elles doivent être retirées du fond de manière à être sûr de n'éliminer que la partie complètement digérée du substrat. Si les boues sont soutirées par pression hydrostatique (gravité) les tuyaux doivent avoir un diamètre de 150 mm.; il faut tenir compte de pertes de charge hydraulique de 30 à 40 cm. Si on utilise du tube de 100 mm seulement, les pertes de charge peuvent être supérieures à 50 cm.

Ces boues doivent être traitées immédiatement par séchage ou compostage pour éviter toute contamination par des agents pathogènes.

Les tuyaux d'entrée et de sortie sont conçus de la même façon que sur une fosse septique. Il faut prévoir de ventiler les tuyaux, parce qu'un décanteur-digester produit aussi du biogaz. Il est généralement intéressant de prévoir des chicanes supplémentaires au niveau de l'entrée de l'enceinte pour réduire encore la vitesse du flux, et au niveau de la sortie pour retenir les matières en suspension. La partie supérieure des déflecteurs en entonnoir est verticale sur une hauteur de 30 cm au dessus et 30 cm en dessous de la surface de l'eau. La forme extérieure d'une fosse Imhoff peut être cylindrique, mais l'entonnoir doit toujours être rectangulaire, pour laisser de la place autour pour retirer les flottants. La structure en entonnoir peut être préfabriquée à partir d'éléments en béton armé.

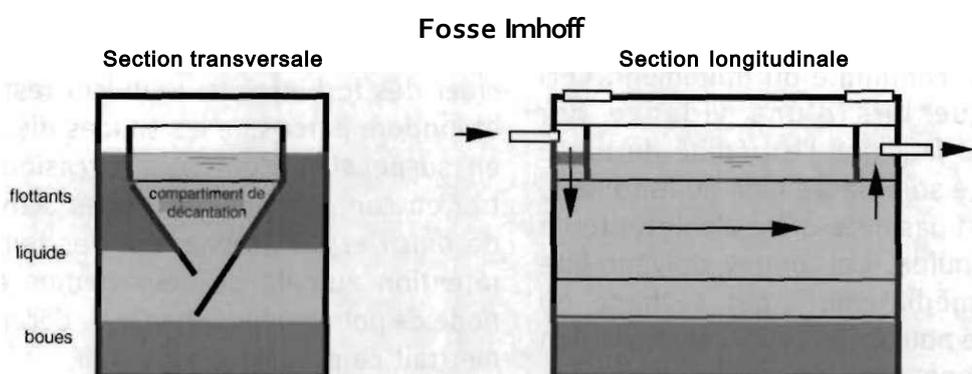


Fig. 19:

Principe de fonctionnement d'une fosse Imhoff. L'eau usée s'écoule rapidement mais sans être perturbée par les bulles de gaz qui remontent; elle ne se mélange pas à l'eau fermentée ni aux boues.

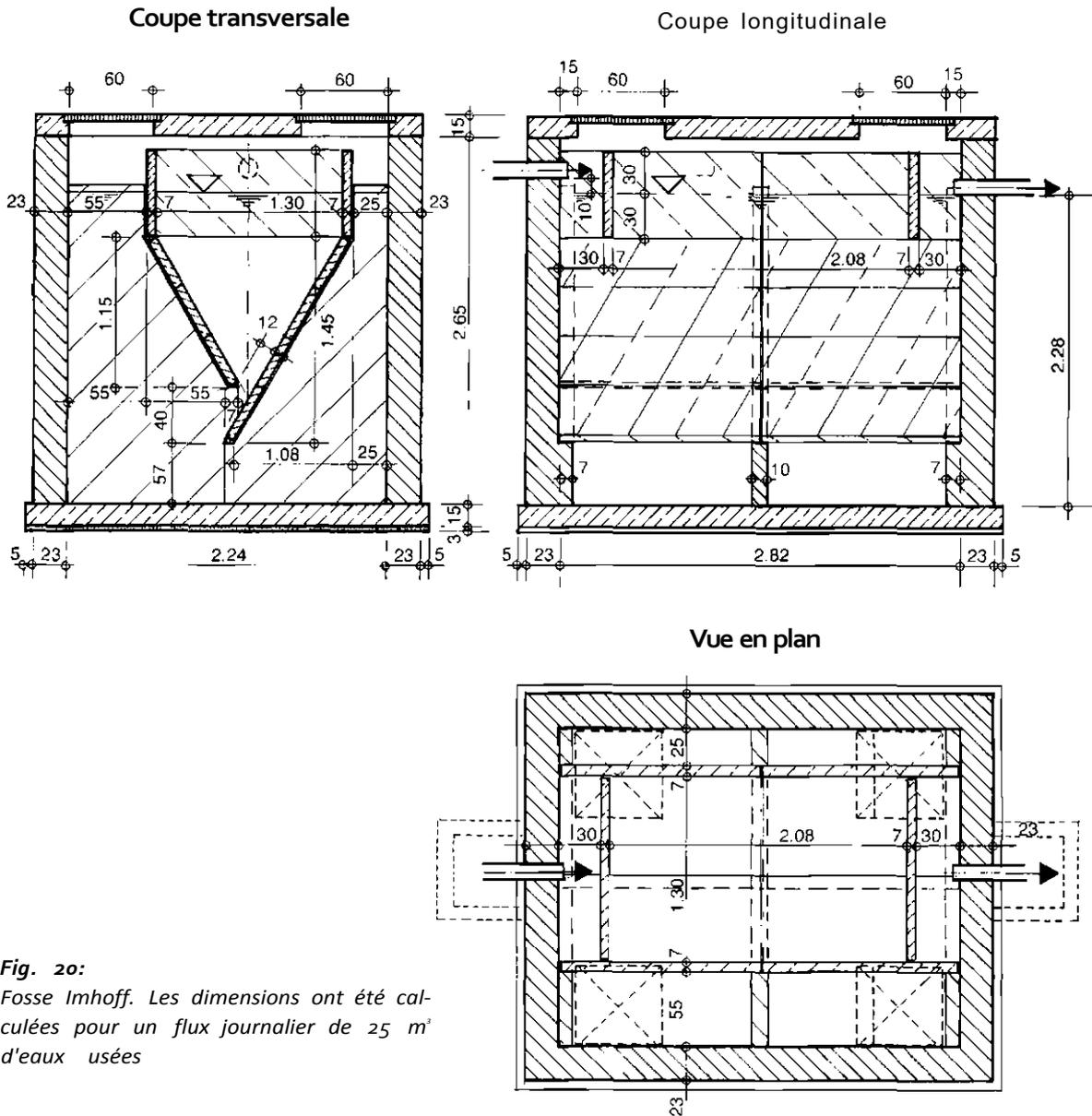


Fig. 20:

Fosse Imhoff. Les dimensions ont été calculées pour un flux journalier de 25 m³ d'eaux usées

Phase de démarrage et entretien

Comme pour une fosse septique, il n'existe pas de phase spéciale de démarrage. Il faut prévoir d'évacuer les boues à intervalles réguliers, tout en laissant une partie des boues fraîches dans la cuve. La phase liquide peut rester dans la cuve pendant l'évacuation des boues, qui se fait soit par pompage, soit par une canalisation sous

pression hydrostatique, directement par le fond. Il faut enlever les flottants avant les boues, sans cela il faut aller les chercher plus bas. Ils doivent être retirés avant qu'ils n'arrivent à boucher les fentes entre les compartiments supérieur et inférieur. Lorsque ceci se produit, on voit apparaître à la surface de l'eau, des bulles de gaz alignées au-dessus des fentes.

Dimensionnement

Le compartiment supérieur, entre les murs de l'entonnoir, doivent être prévus pour un temps de séjour de 2 heures en période de pointe; la charge hydraulique doit être inférieure à $1,5 \text{ m}^3/\text{fi}$ par m^2 de surface. Le compartiment des boues, en dessous des fentes doit être calculé pour retenir 2,5 litres de boues par kg de DBO éliminée par jour de stockage, si les intervalles entre deux vidanges sont courts. Pour des intervalles longs, se référer aux données des feuilles de calcul informatisées (cf. **tableau 24**). L'efficacité du traitement tourne autour de 25 à 50 % de réduction de DCO. En ce qui concerne les eaux usées domestiques, le compartiment supérieur doit avoir un volume approximativement égal à 50 litres par utilisateur, et le compartiment inférieur, en-dessous du niveau des fentes, un volume d'environ 120 litres par utilisateur. Cette règle s'applique grosso modo pour une fréquence annuelle de vidange des boues. Pour un calcul plus précis ou pour des eaux usées d'origine non domestique, utiliser la formule donnée par la feuille de calcul informatisée.

9.4 Filtre anaérobie

La décantation est le principe de base d'une fosse septique ou d'une fosse Imhoff, combinée avec la digestion des boues. Le filtre anaérobie, aussi connus sous le nom de filtre à support fixe ou réacteur à film fixé, fonctionne différemment dans la mesure où il traite aussi les solides dissous et non décantables en les mettant en contact avec un surplus de masse bactérienne active. Grâce à ce surplus de bactéries "affamées" la matière organique dispersée ou

dissoute est elle aussi digérée en un temps assez court. La plupart des bactéries sont immobiles et ont tendance à se fixer sur les particules solides, ou sur tout autre support comme les parois du digesteur, par exemple. L'emploi de matériel filtrant, tel que du gravier, des cailloux, des scories, des pièces en plastique aux formes spécialement étudiées augmente la surface d'ancrage des bactéries. C'est ainsi que les eaux usées fraîches sont amenées à entrer rapidement en contact avec des bactéries actives. Plus la surface de prolifération des bactéries est grande, plus la digestion sera rapide. Un bon matériau filtrant fournit 90 à 300 m^2 de surface par m^3 de volume de réacteur occupé. Un objet rugueux offre une plus grande surface, surtout au début. Par



Fig. 21: Billes flottantes en plastique comme matériau filtrant. Lorsque le film bactérien devient trop lourd, les billes se retournent et versent leur chargement. Ce matériau filtrant a été utilisé avec succès pour des eaux usées provenant de la fabrication du "tofu" par HRIEE dans la province de Zhejiang en Chine, [photo: Sasse]

la suite le film bactérien qui se développe sur l'objet va rapidement boucher les anfractuosités. C'est ainsi que la surface totale du filtre semble être un paramètre moins important que la capacité physique de ses composantes à retenir des particules solides.

Lorsque le film bactérien devient trop important, il faut l'éliminer. Ceci peut être réalisé par lessivage ou en enlevant la masse filtrante du digesteur pour la nettoyer ailleurs. Il n'en demeure pas moins que les filtres anaérobies sont très fiables et très robustes.

On a constaté, en moyenne, que 25 à 30 % de la masse filtrante totale pouvait être rendue inactive par colmatage. Un filtre à scories ou à cailloux ne pourra pas se boucher complètement, mais le colmatage de certaines parties du filtre se manifestera par une efficacité réduite du traitement. En effet, lorsque les eaux usées empruntent un chemin préférentiel à travers une partie seulement des vides existants dans le ma-

tériau filtrant, la vitesse du flux devient telle que les bactéries sont lessivées. Le reste du filtre se colmate et le temps de séjour dans les vides laissés libres diminue. Les filtres à sable ou à gravier, par contre, peuvent se colmater complètement en raison de la petite taille des vides entre les grains.

La qualité d'épuration d'un filtre anaérobie bien entretenu tourne autour de 70 à 90% de réduction de la DBO. Ce traitement est particulièrement adapté aux eaux usées domestiques et à toutes eaux usées industrielles ayant un faible taux de matières en suspension. Un pré-traitement dans un décanteur ou une fosse septique peut être nécessaire pour éliminer les particules solides les plus grosses avant qu'elles n'arrivent au filtre.

Les filtres anaérobies peuvent fonctionner en flux descendant ou ascendant; le système ascendant est le plus fréquent, parce qu'on réduit ainsi le risque de lessiver les bactéries actives. Par contre, le nettoyage du filtre est plus aisé en flux descendant. Une combinaison de compartiments à flux

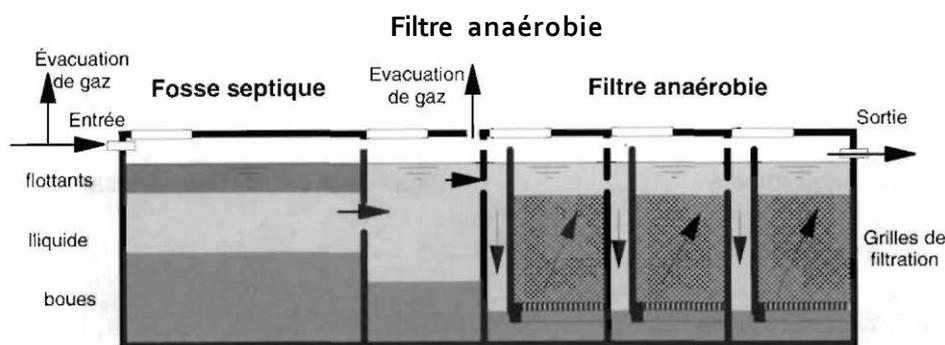


Fig. 22 :
Principe de fonctionnement d'un filtre anaérobie à flux ascendant. Les matières en suspension sont retenues en grande partie dans la fosse septique. On peut aussi concevoir des filtres anaérobies à flux descendant.

ascendant et descendant est aussi envisageable. Un des critères importants au niveau de la conception est la distribution uniforme des eaux usées sur la surface filtrante. Ceci est favorisé par la présence à la fois, d'une surface suffisante d'eau libre avant le filtre et d'une autre avant la canalisation de sortie. Les gaines de descente sur toute la largeur du filtre sont préféra-

bles aux tuyaux de descente. La longueur de l'enceinte filtrante ne doit pas excéder la profondeur du liquide.

Pour des structures simples de petite taille, la masse filtrante est constituée de scories (5 à 15 cm de diamètre) ou de cailloux (5 à 10 cm) répartis en couches sur des blocs de béton perforés. Le filtre commence par une couche de cailloux plus gros à la base. Les blocs de béton reposent sur des poutres parallèles au sens du flux, environ 50 à 60 cm au-dessus du niveau du sol. Des tuyaux d'au moins 15 cm de diamètre ou des gaines de descente, occupant toute la largeur, permettent de soutirer les boues déposées au fond à l'aide de pompes installées en surface. Lorsque les lits de séchage des boues se situent juste à côté du filtre, les boues peuvent aussi être retirées par des tuyaux à pression hydraulique. Il faut compter avec des pertes de charge de 30 à 50 cm.

Le niveau de l'eau est le même dans toutes les enceintes interconnectées. Par contre, il existe des pertes de charge dans les filtres !

Phase de démarrage et entretien

Puisque le principe de l'épuration repose sur la présence d'un excédent de bactéries

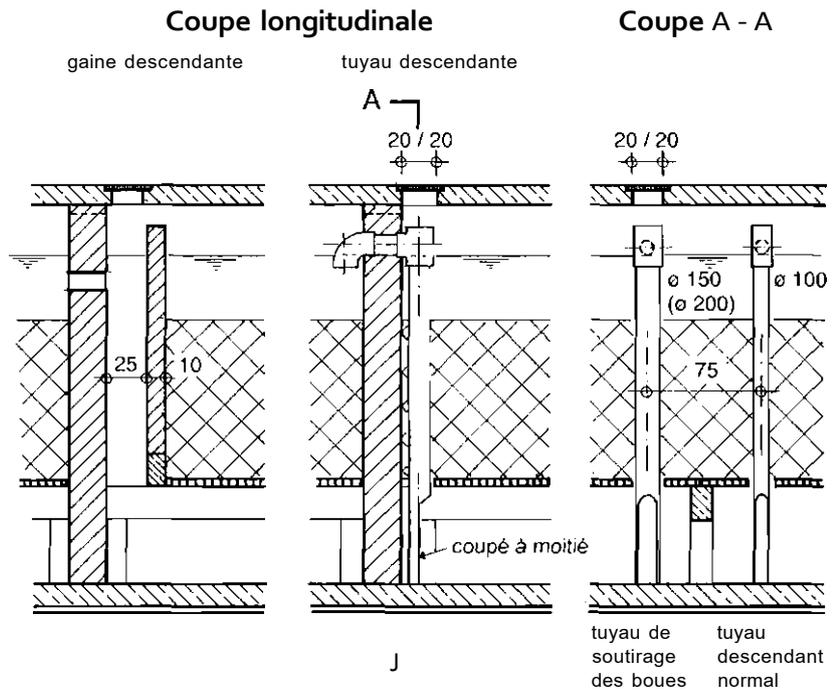


Fig. 24:

Gaines et tuyaux de descente. Les deux systèmes peuvent être employés alternativement dans les filtres anaérobies et dans les fosses septiques compartimentées.

actives, le matériau filtrant doit être aspergé de boues actives (en provenance d'une fosse septique, par exemple) pour lancer le processus. Dans la mesure du possible, démarrer avec un quart de la charge quotidienne à peine, puis augmenter le débit progressivement sur une période de 3 mois. Il se peut que ceci ne soit pas réalisable dans la pratique, on ne doit pas s'attendre alors à ce que la capacité optimale d'épuration soit atteinte avant 6 à 9 mois.

Comme pour une fosse septique, il faut procéder régulièrement à l'évacuation des boues. Si possible, laver le filtre en inversant le courant avant de procéder au soutirage des boues. Le filtre doit être nettoyé chaque fois que l'efficacité du système diminue.

Dimensionnement

La charge organique se situe autour de 4 à 5 kg DCO/m³-j. Le temps de rétention hydraulique ramené à l'unité de volume des cuves devrait se situer entre 1,5 et 2 jours. Pour les calculs exacts, se reporter à la formule donnée dans la feuille de calcul (cf. **Tableau 75**). Pour des eaux usées domestiques, on peut compter environ 0,5 m³ de volume brut de digesteur (masse filtrante plus les vides) par utilisateur. Cette valeur peut aller jusqu'à 1 m³ par utilisateur pour les très petites structures.

9.5 UASB

Le système UASB ne fait pas partie des systèmes DEWATS. Néanmoins, la compréhension de son système de fonctionnement peut aider à mieux comprendre celui de la fosse septique compartimentée.

Le digesteur UASB (dont les initiales signifient "Upflow Anaerobic Sludge Blanket" ou réacteur anaérobie à flux ascendant à lit de boue) maintient une couche de boues actives en suspension dans la partie basse du digesteur. Cette couche sert directement de matériau filtrant. Il existe un équilibre entre la vitesse ascendante du flux et la vitesse de décantation des boues, ce qui entraîne localement la formation d'une couche de boues stable, bien qu'en suspension. Après plusieurs semaines de maturation, il se forme des granules de boues, ce qui augmente la stabilité physique et le pouvoir filtrant de cette couche de boues.

Pour maintenir cette couche dans la bonne position, la vitesse du flux ascendant doit être réglé par la charge hydraulique. Par

ailleurs, elle doit être adaptée à la charge organique, cette dernière étant à l'origine de la formation de nouvelles boues. Ceci signifie que le débit doit être contrôlé et ajusté en fonction des fluctuations de la charge organique. Dans les petites unités, en général, les variations de flux sont plus importantes et il est difficile de réguler le débit. De plus, on ne peut pas stabiliser le processus en augmentant le temps de rétention hydraulique sans diminuer la vitesse ascendante du flux. Ceci est dommage, parce que cela rend ce système, par ailleurs facile à mettre en oeuvre, incompatible avec le cahier des charges DEWATS, particulièrement en ce qui concerne les eaux usées domestiques faiblement chargées.

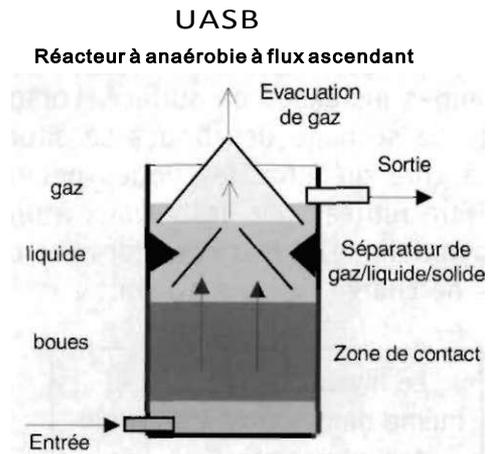


Fig. 25:

Principe de fonctionnement d'un réacteur UASB. Le flux ascendant d'eau usée ainsi que les particules de boues portées par les bulles de gaz entrent en contact avec les déflecteurs, entraînant la séparation des gaz, des solides et des liquides.

Ce système UASB entièrement maîtrisé est utilisé dans le cas d'eaux usées d'origine industrielle relativement chargées, avec récupération du biogaz. Des déflecteurs inclinés (comme ceux que l'on trouve dans les fosses Imhoff) aident à séparer les bulles de gaz des solides, ce qui a aussi pour conséquence de séparer ces solides du liquide qui remonte. C'est pourquoi on appelle ces déflecteurs des "séparateurs trois phases".

Les digesteurs UASB ont besoin de plusieurs mois de maturation parce qu'il leur faut du temps pour développer suffisamment de boues granulées pour un traitement efficace. Les boues granulées se présentent comme de gros "moutons" de poussière. Les bactéries visqueuses forment des chaînes qui coagulent pour former des flocons ou des granules. Une charge organique élevée et une charge hydraulique faible au démarrage stimulent la formation de ces granules. Il faut une bien plus grande vitesse de flux pour faire remonter ces granules vers la surface, par rapport à des particules de boues isolées, ce qui explique la plus grande stabilité d'un lit de boues granulées.

Phase de démarrage, entretien et dimensionnement

Le système UASB ne fait pas partie des systèmes DEWATS. De manière à ne pas créer l'illusion que ce système peut être construit et utilisé dans des conditions propres aux systèmes DEWATS, nous ne donnerons pas ici de détail du calcul de dimensionnement, ni du mode de fonctionnement.

9.6 La fosse septique compartimentée

La fosse septique compartimentée (*baffled septic tank, baffled reactor*) peut être vue comme la version DEWATS du système UASB. En fait, c'est le résultat d'une combinaison de plusieurs principes de procédés anaérobies, notamment celui de la fosse septique, du réacteur à lit fluidisé et du digesteur UASB.

Le facteur limitant dans la conception du filtre compartimenté est la vitesse du flux remontant, qui ne doit pas excéder 2 m/h. La vitesse du flux remontant augmente proportionnellement à la hauteur totale de l'ouvrage, à temps de rétention hydraulique constant. On ne peut donc pas jouer sur la hauteur du réacteur pour un TRH donné. Cette limite imposée par la vitesse du flux remontant donne des bassins très grands, mais de faible profondeur. C'est pourquoi ce système n'est pas rentable pour les grosses installations. C'est aussi ce qui explique qu'il ne soit pas très bien connu et que peu de recherches aient été effectuées sur ce système.

C'est pourtant un système idéal pour les conditions DEWATS, parce qu'il est simple à mettre en oeuvre et simple à faire fonctionner. Des charges de choc, hydrauliques ou organiques, ont peu d'effet négatif sur l'efficacité du traitement.

La différence avec le système UASB, c'est que le manteau de bactéries n'a pas besoin d'être en suspension, mais peut reposer sur le fond. Des séparateurs trois phases ne sont pas non plus nécessaires, parce qu'une partie des boues actives peut sortir d'un compartiment, puisqu'elle sera piégée dans l'autre. Le système des compartiments en série permet la digestion de substances difficilement dégradables en fin de parcours,

après que les substances facilement dégradables l'aient été dans le début du parcours. Il en découle que le recyclage des effluents aurait un effet légèrement négatif sur la qualité du traitement. Ce type de digesteur comprend au moins **4** compartiments en série. Le dernier compartiment peut contenir un filtre dans sa partie supérieure pour retenir d'éventuelles particules solides. Un bassin de décantation pour traitement secondaire peut aussi être placé à la sortie (cf. *Fig. 51*).

Une distribution homogène du flux d'entrée et un large contact entre nouveau et ancien substrat sont des conditions importantes pour l'efficacité du processus. Les eaux usées fraîches sont mélangées dès leur entrée avec les boues actives présentes dans le digesteur de manière à les préparer rapidement à la digestion; c'est l'inverse de ce qui est recherché dans une fosse Imhoff. Le flux d'eaux usées remonte du fond vers la surface, les particules de boues décantent donc à contre-courant du flux de liquide. Ceci favorise un contact intime entre les boues en place et le liquide nouvellement introduit.

La version DEWATS de ce digesteur ne comprend pas de grille à l'entrée, mais débute toujours par une enceinte de décantation pour les solides volumineux et les impuretés, suivie de plusieurs compartiments à flux ascendant montés en série. Le flux de liquide entre les compartiments est dirigé par des murs déflecteurs qui forment une gaine descendante, ou des tuyaux descendants placés sur les parois des compartiments. Les murs déflecteurs sont plus efficaces dans la distribution du flux et doivent de ce fait être préférés, bien que les tuyaux soient moins chers et puissent rendre le digesteur dans sa totalité plus compact.

Comme indiqué précédemment, l'entrée des eaux usées dans le digesteur doit se faire de manière la mieux répartie possible sur l'ensemble de la surface au sol. Ceci est obtenu par des compartiments relativement courts (longueur < 50 à 60% de la hauteur). Dans le cas de tuyaux descendants, leur espacement ne doit pas être supérieur à **75** cm. Pour les grandes installations, lorsque des compartiments plus longs sont nécessaires, les sorties des tuyaux descendants (et des gaines descendantes) doivent être orientées vers le centre de la surface au sol.

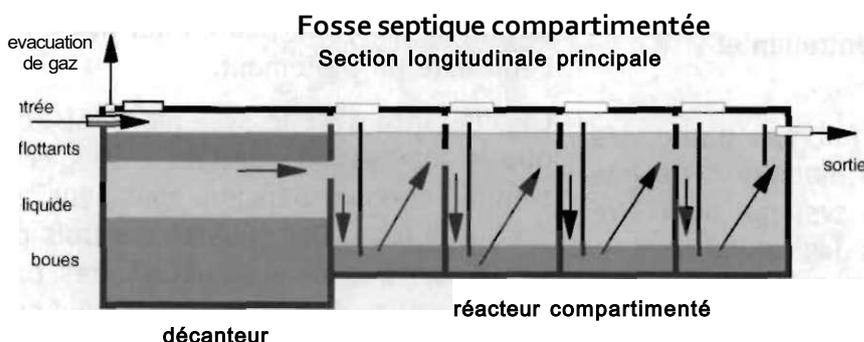
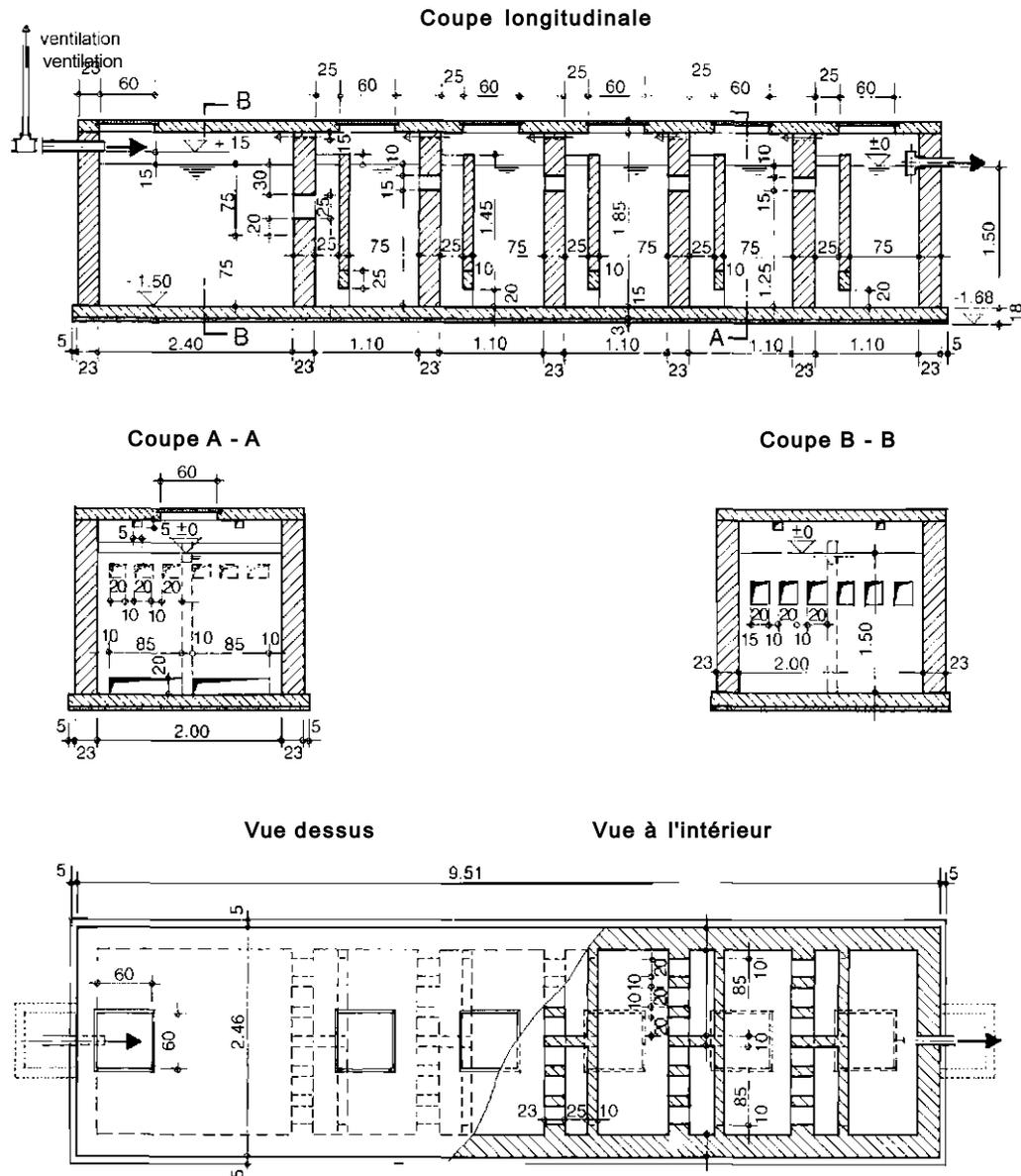


Fig. 26:

Principe de fonctionnement d'une fosse septique compartimentée. Les eaux usées entrantes sont obligées de passer à travers les boues actives dans chaque compartiment. Le décanteur en tête empêche les particules solides les plus grosses d'entrer dans les compartiments successifs.

**Fig. 27:**

Fosse septique compartimentée. Les dimensions ont été calculées pour un flux journalier de 25 m³ d'eaux usées.

Les tuyaux de sortie et de connexion entre les compartiments doivent démarrer un peu en dessous de la surface de manière à retenir d'éventuels flottants. Les fosses septiques compartimentées peuvent être équipées de séparateurs trois phases en forme de déflecteurs inclinés, dans le tiers supé-

rieur de l'enceinte, mais ce n'est pas très fréquent.

Ce réacteur est adapté à tous types d'eaux usées, y compris domestiques. Son efficacité augmente avec la charge organique. Il existe relativement peu de données de terrain sur ce type de digesteur, parce qu'il n'a

été utilisé jusqu'à présent que dans de petites unités. Ce système représente la version efficace de la fosse septique, étant simple à faire fonctionner et facile et pas cher à construire. Les performances d'épuration tournent autour 65 à 90 % de réduction de DCO (70 à 95 % pour la DBO). Mais il faut tout de même compter avec une période de maturation de 3 mois. Les boues doivent être évacuées régulièrement, comme pour une fosse septique. Il faut toujours en laisser une partie pour assurer l'efficacité du traitement. Il est à remarquer que la quantité de boues est plus importante dans la partie antérieure du digesteur que dans la partie postérieure.

Phase de démarrage et entretien

Le performance du traitement dépend de la disponibilité de la masse bactérienne active. L'inoculation avec des boues d'une fosse septique permet d'atteindre plus rapidement de bonnes performances de traitement. En principe, il est conseillé de commencer avec un quart de la charge journalière, avec des eaux si possible plus chargées, et de monter progressivement en puissance sur trois mois. Cela laisse le temps aux bactéries de se multiplier avant le lessivage des particules solides. Si on commence directement à pleine charge, il y aura un sérieux retard de maturation.

Bien qu'il soit nécessaire d'éliminer les boues régulièrement, il est impératif, si l'on veut maintenir un traitement régulier et stable, qu'une partie des boues actives soit laissée dans chacun des compartiments.

Dimensionnement

La vitesse ascendante ne doit pas dépasser 2,0 m/h.: ceci est le paramètre vital dans le dimensionnement, particulièrement pour des charges hydrauliques élevées. La charge organique doit se situer en dessous de 3,0 kg DCO/m³-j. Le réacteur peut fonctionner avec des charges plus élevées, si la température est aussi plus élevée et si le substrat est facilement dégradable. Le TRH de la partie liquide (au dessus des boues) ne doit pas être inférieur à 8 heures. Il faut prévoir un volume de stockage des boues de 4 l/g DBO_{entrée} dans le décanteur et 1,4 l/g DBO_{éliminée} dans les compartiments à flux ascendant. Pour un calcul détaillé, utiliser la formule donnée par la feuille de calcul (cf. *lab. 26*).

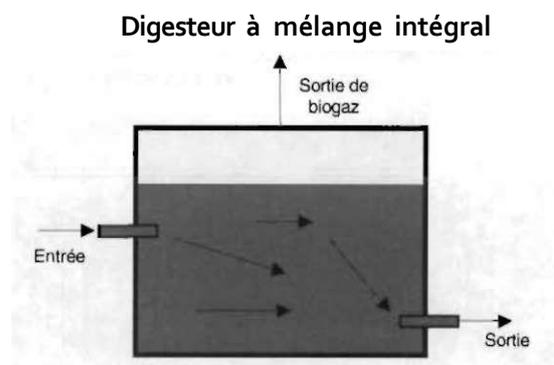


Fig. 28:

Principe de fonctionnement d'un digesteur à mélange intégral. Il y a très peu de sédimentation en raison de la viscosité du substrat. La totalité du substrat a le même temps de séjour à l'intérieur du réacteur. La position de l'entrée et de la sortie ont moins d'importance quand on a un liquide homogène avec un taux de MS élevé. On peut prévoir de petits déflecteurs pour éviter des écoulements préférentiels.

9.7 Digesteur à mélange intégral

Le digesteur anaérobie à mélange intégral correspond au digesteur à biogaz tel qu'il en existe dans les foyers ruraux des pays en voie de développement. Il convient très bien pour un substrat plutôt "épais" et homogène, comme les boues issues d'un traitement aérobie ou les excréments liquides d'animaux. Pour des raisons économiques, il ne convient pas pour des déchets liquides à faible charge polluante, parce que la totalité du volume à traiter doit être maintenu et agité en permanence à l'intérieur du digesteur pendant la totalité du temps de rétention (15 - 30 jours). Ceci entraîne de gros volumes de digesteur et donc des coûts de construction élevés.

Les substrats visqueux " épais " contenant plus de 6 % de matière sèche totale n'ont pas besoin d'être remués. L'installation peut fonctionner pendant de nombreuses années sans évacuation des boues, parce que seuls subsistent au fond des graviers, et très peu de boues. En effet, la totalité du substrat entrant quitte le digesteur après digestion. Il peut parfois y avoir des flottants avec certains substrats; si des tuyaux d'entrée et de sortie sont utilisés, ils doivent donc être placés à mi-hauteur. Dans les digesteurs à dôme fixe, il est conseillé d'aménager la sortie sous forme d'une gaine verticale dont l'ouverture commence immédiatement au-dessous du niveau zéro. Ceci permet à une partie des flottants d'être évacuée.

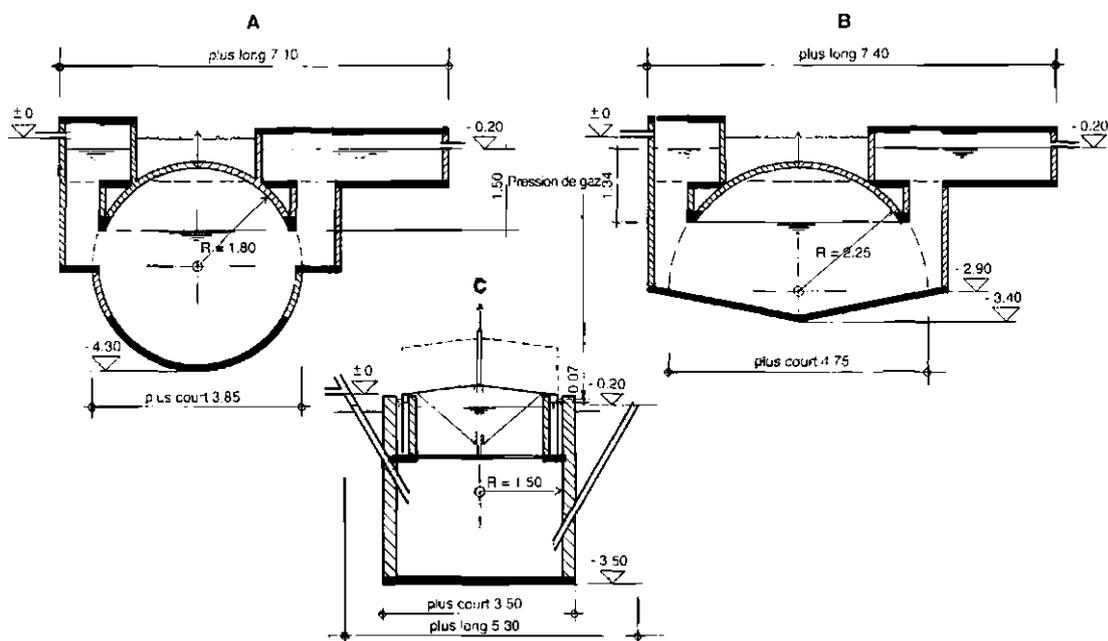


Fig. 29:

Digesteur traditionnel à biogaz ou digesteur à mélange intégral. A: Digesteur à dôme fixe en forme de sphère avec stockage du gaz et chambre d'expansion intégrés. B: Digesteur à dôme fixe en forme de demie sphère. C: Digesteur à cloche flottante avec joint d'eau. Les trois digesteurs ont été conçus pour recevoir 600 litres de substrat à 4% de MS organique par jour, à 25°C. avec un TRH de 25 jours. La production de gaz attendue est de 8,42 m³ par jour. La comparaison des surfaces occupées par les trois installations et de la pression de gaz dans chacun des cas montre que le digesteur à cloche flottante est à conseiller lorsque l'on a une production de gaz importante.

Parce que ce type de digesteur n'est utilisé que pour les substrats concentrés, la production de biogaz est importante et il peut donc être conseillé de le valoriser. Dans ce cas, les réservoirs de collecte et de stockage du gaz doivent être étanches. La sortie directe de gaz doit se trouver à 30 cm au-dessus du niveau du substrat. Les petites unités peuvent fonctionner sur le principe du dôme fixe (pression hydraulique) fabriqué en maçonnerie. Les plus grandes installations stockent le biogaz soit dans des barils, soit dans des poches en plastique (cf. aussi chap. 12).

Le choix du système de stockage du gaz dépend aussi du schéma d'utilisation de celui-ci. Normalement, la production de gaz devrait aller de pair, en temps et en volume, avec la consommation de ce gaz. Pour plus de détails, voir le chapitre "Utilisation du biogaz" et la littérature abondante à ce sujet.

Phase de démarrage et entretien

Le démarrage à l'aide de boues actives de fosse septique accélère la digestion et évite que le contenu du digesteur ne "tourne" (s'acidifie). Si ceci devait se produire, il faut réduire la vitesse de chargement jusqu'à ce que le pH redevienne neutre. Il peut s'avérer nécessaire de retirer le sable et les gravillons au bout de quelques années.

Dimensionnement

Le paramètre principal est ici le temps de rétention hydraulique, qui ne doit pas descendre en dessous de 15 jours en climat chaud et 25 jours en climat tempéré. Un TRH de plus de 60 jours est fortement con-

seillé pour des substrats chargés en agents hautement pathogènes. Le volume de stockage du biogaz dépend de la consommation journalière de gaz, au regard de la production. Pour une utilisation domestique, la capacité de stockage doit être supérieure à 65 % de la production journalière. La production de gaz est directement liée à la fraction organique du substrat. En pratique, on la calcule comme une fraction de la quantité de substrat fournie quotidiennement. C'est l'expérience sur le terrain qui va donner la valeur de cette fraction, on sait par exemple qu'i kg de bouse de bovin dilué dans 1 litre d'eau va produire 40 litres de biogaz. Pour un calcul plus précis, voir les formules données par la feuille de calcul (cf. **Tab. 27**).

9.8 Lits bactériens

Les lits bactériens ne font pas partie des systèmes DEWATS. Néanmoins, l'exposé de son principe peut permettre de mieux comprendre le principe de traitement des eaux usées par voie aérobie.

Le lit bactérien fonctionne sur le même principe qu'un filtre anaérobie, dans la mesure où il cherche à offrir aux bactéries une grande surface pour se développer. La différence principale réside dans le fait que le lit bactérien fonctionne dans des conditions aérobies, ceci voulant dire que les bactéries immobiles sur le matériau filtrant doivent avoir autant accès à l'air qu'à l'eau usée. C'est ainsi que les eaux usées sont introduites dans le filtre par intermittence, laissant ainsi le temps à l'air d'entrer dans le réacteur pendant les arrêts. De plus, les eaux usées doivent être uniformément réparties sur toute la surface du filtre, de manière à valoriser au mieux tout le volume de celui-ci.

Ainsi un lit bactérien est composé de:

- un appareil d'alimentation par "bâchées"
- un arroseur rotatif (sprinkler)
- le corps du filtre, ventilé à la fois par le haut et par le bas.

Des cailloux de 3 à 8 cm de diamètre sont utilisés comme matériau filtrant. L'extérieur du filtre est fermé de manière à éviter la prolifération des mouches. Le filtre est construit au dessus du niveau du sol pour permettre une meilleure ventilation. Le fond est en forme de plan incliné, de manière à laisser s'écouler les boues et l'eau. Le film bactérien doit être enlevé régulièrement par lavage pour empêcher le colmatage et éliminer les particules de boues digérées. Une charge hydraulique élevée ($>0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$) a un effet autonettoyant. Avec une charge organique élevée ($>0,8 \text{ kg DBO}/\text{m}^3\text{-j}$), on peut réduire la DBO de 80%, mais avec une charge supérieure, le système est moins efficace.

Si l'on prend un lit bactérien de 2 m de hauteur et des eaux usées à 500 mg/l de DBO, la charge organique revient à $0,8 \times 24 \text{ heures} \times 0,5 \text{ kg}/\text{m}^3 \text{ DBO} / 2 \text{ m de hauteur} = 4,8 \text{ kg DBO}/\text{m}^3\text{-j}$. Avec une telle charge hydraulique, l'élimination de la DBO se limite à 60%. Ce simple calcul montre qu'il faut recycler les eaux usées au moins 5 fois pour obtenir la qualité de traitement requise et l'effet autonettoyant. Le lit bactérien peut être utilisé à des charges hydrauliques moins élevées, mais il faut alors le laver régulièrement.

Un lit bactérien autonettoyant (donc à fort débit) est un système fiable, même en présence de variations de flux. Mais parce qu'il nécessite l'utilisation d'un arroseur rotatif et d'une pompe, ce système ne peut pas être classé dans la catégorie DEWATS.

Phase de démarrage, entretien et dimensionnement

De manière à ne pas créer l'illusion que ce système peut être construit et utilisé dans des conditions propres aux systèmes DEWATS, nous ne donnerons pas ici de détail du calcul de dimensionnement, ni du mode de fonctionnement.

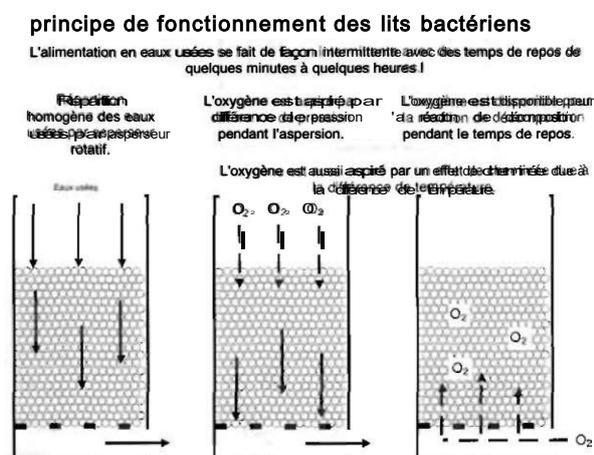


Fig. 30:

Principe de fonctionnement d'un lit bactérien

9.9 Filtres plantés

Il existe trois systèmes rentrant dans cette catégorie:

- le traitement par écoulement sur la surface,
- le filtre à flux vertical
- le filtre à flux horizontal.

Principe de fonctionnement du filtre vertical

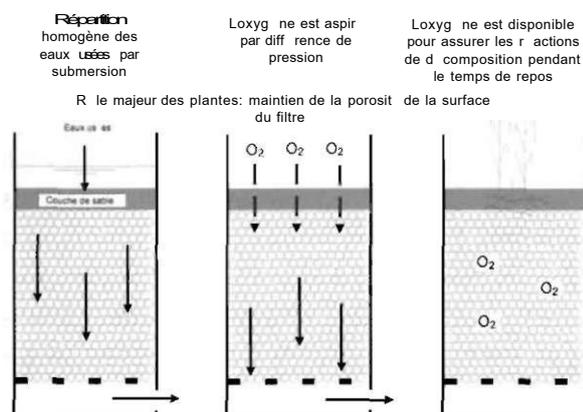


Fig. 32:

Principe de fonctionnement du filtre vertical

mergé de façon permanente et fonctionne en partie de manière aérobie (présence d'oxygène libre), en partie de manière anoxique (pas d'oxygène libre, mais présence de radicaux $-NO_3$), et en partie de manière anaérobie (pas d'oxygène libre et pas de nitrates). Le filtre vertical (Fig. 32) est chargé par "bâchées" successives (comme pour un lit bactérien) et fonctionne principalement de manière aérobie. Bien que le filtre vertical nécessite environ la moitié de la surface de celle requise pour un filtre horizontal, et qu'il fournit un traitement de meilleur qualité, seuls les filtres horizontaux sont compatibles avec le cahier des charges DEWATS, parce qu'ils ne contiennent pas de parties mobiles et fonctionnent sans surveillance permanente.

9.10 Filtre à gravier horizontal

Les filtres à gravier plantés de macrophytes, aussi appelées lits à macrophytes, filtres plantés de roseaux, ou filtres à traitement par rhizosphère, sont adaptés au traitement des eaux industrielles ou domestiques pré-

traitées (pré-décantées) avec une DBO qui ne dépasse pas 500 mg/l . Les eaux usées doivent subir un pré-traitement, particulièrement en ce qui concerne les matières en suspension, parce que le problème majeur des lits à macrophytes est le colmatage. Quand on analyse des eaux usées, le taux de sédimentation au bout de 60 minutes dans un cône de décantation ne doit pas excéder 1 ml/l , et pas plus de 100 mg de MES/l dans le cas d'eaux usées d'origine industrielle non décantables. Si la DCO des matières décantables est inférieure à 40% du total des matières en suspension, la plupart des solides peuvent être des graisses sous forme colloïdale, ce qui peut réduire considérablement la conductivité hydraulique du filtre (ceci peut être le cas avec des eaux usées de laiterie).

Le processus d'épuration dans les filtres à flux horizontal est complexe. On entend aujourd'hui de nombreux arguments concernant le procédé physique de filtration, l'apport d'oxygène ou l'influence des plantations sur le traitement biologique. Même si l'on avait une connaissance approfondie de tous ces paramètres, il n'en demeurerait pas moins que leur interaction serait difficile à prévoir.

Il existe des méthodes sophistiquées pour calculer les dimensions adéquates et les performances de traitement des différents matériaux filtrants, particulièrement en ce qui concerne leurs propriétés hydrauliques. Mais ces calculs n'ont d'intérêt que si les paramètres sont connus avec exactitude. Ceci n'est presque jamais le cas et des estimations intelligentes sont bien souvent amplement suffisantes, spécialement dans le cas d'installations modestes, comme c'est souvent le cas pour les systèmes DEWATS. Il n'est pas conseillé d'aller au-delà de ces

valeurs empiriques sans procéder à des tests préalables. Les quelques règles suivantes sont à appliquer lors de la conception d'une installation:

- des lits de filtration grands et peu profonds
- une large zone d'alimentation
- une distribution fiable du flux d'eaux usées sur toute la largeur de la zone d'alimentation
- du gravier rond grossier, de calibre homogène, comme matériau filtrant.

Une structure à gros grains avec une grande proportion de vides permet d'éviter les problèmes de colmatage, mais en même temps réduit les performances de traitement. Le colmatage se produit du fait des matières en suspension et des boues biologiques nouvellement formées ou minéralisées, résultant de la décomposition de la matière organique. Ainsi la partie frontale du filtre doit avoir des vides à la fois assez petits pour retenir suffisamment de MES et assez gros pour répartir les MES filtrés sur une grande surface. Des graviers ronds de taille uniforme de 6 à 12 mm ou de 8 à 16 mm conviennent très bien.

La conductivité peut être réduite de moitié si l'on utilise des graviers concassés plutôt que roulés, du fait des turbulences dans le flux à l'intérieur des vides. Avec des graviers à grains hétérogènes, il peut être conseillé d'utiliser un tamis grossier pour effectuer un tri, et placer les plus gros éléments à l'avant et les plus petits dans la partie postérieure du filtre. Pour des éléments plats ou de forme hétérogène, comme par exemple des roches concassées, il est conseillé de choisir une plus grande taille de grains. Il faut prendre soin de bien effectuer la transition entre les couches de tailles différentes, l'expérience ayant montré que le colmatage se produisait de façon préférentielle à ces endroits-là.

Ces transitions doivent avoir lieu sur une pente faible ($< 45^\circ$) de manière à s'effectuer sur une grande surface. Une zone intermédiaire d'éléments de taille intermédiaire est à envisager, particulièrement lorsque le diamètre des grains est très différent. Un mélange d'éléments fins et grossiers n'améliore en rien la conductivité hydraulique. Néanmoins, il est plus important d'avoir un gravier propre qu'un gravier parfaitement homogène.

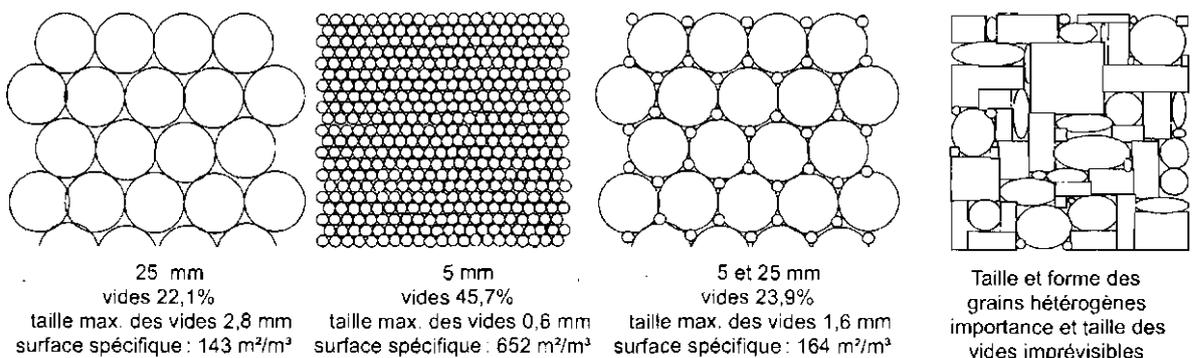


Fig. 33:

Influence de la taille et la forme des grains sur les capacités de filtration

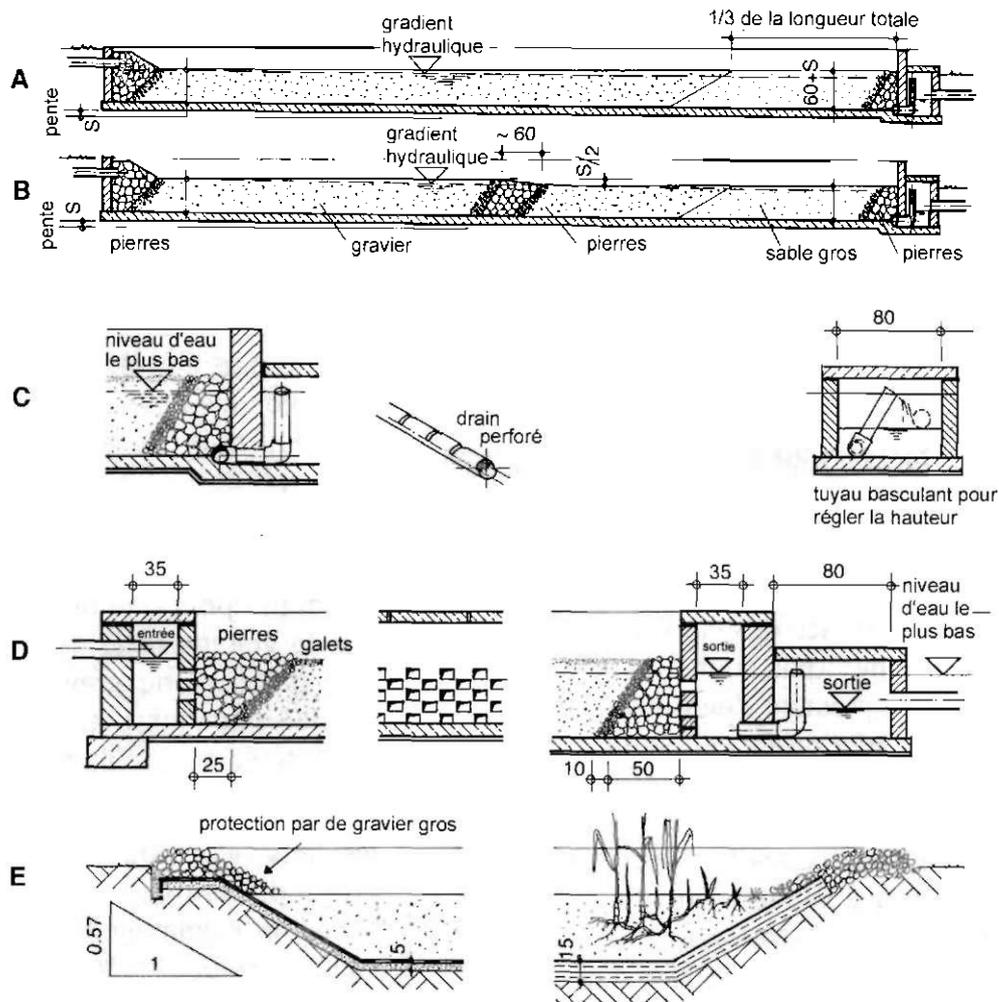


Fig. 34:

Filtre à gravier horizontal (à écoulement sous la surface). A: Bassin de filtration à structure en béton, avec du gravier plus fin dans la partie postérieure. B: Lit Filtrant allongé, avec tranchée de distribution supplémentaire au milieu, remplie de pierres et permettant une baisse du niveau de la surface. C: Détail d'un tuyau de collecte et d'un bras articulé du côté de la sortie. D: Détails des structures d'entrée et de sortie pour une meilleure distribution du flux dans le cas de lits filtrants plus larges. E: Détails d'un bassin filtrant avec film plastique ou argile compacté pour l'étanchéité. Les berges en pente coûtent moins cher à construire, mais les plantes ne se développent pas près des bords.

Avec des longueurs de lits de plus de 10 m, on peut prévoir un chenal intermédiaire pour redistribuer le flux. Ce chenal de distribution peut servir de point de départ d'une terrasse dans le sol si la pente est trop importante (cf. **Fig. 34**).

La relation entre charge organique et fourniture d'oxygène diminue avec la longueur du filtre, parce que l'oxygène est disponible de façon homogène sur toute la surface et que la charge organique, elle, diminue au cours du traitement. Il y a donc une

forte probabilité de rencontrer des conditions anaérobies dans la partie antérieure du filtre et des conditions aérobies jusqu'à une plus grande profondeur dans la partie postérieure. Cependant seuls les 5 à 15 cm supérieurs peuvent être considérés comme bénéficiant de conditions véritablement aérobies.

Un filtre à gravier colmaté peut redevenir opérationnel au bout de quelques mois de repos, parce que les bactéries, si elles ne sont pas nourries vont s'alimenter directement à partir de la masse bactérienne. C'est le phénomène d'autolyse.

Le colmatage d'un filtre a pour conséquences un flux de surface des eaux usées. Ceci n'est généralement pas souhaité, bien que l'efficacité du traitement s'en trouve à peine réduite si la durée du flux en surface n'est guère plus courte que ce qu'elle aurait été à l'intérieur du filtre (ceci peut être le cas lorsque l'on a une couverture végétale très dense). Avec des filtres bien protégés et situés loin de zones résidentielles, il est possible de laisser une partie des eaux usées ruisseler en surface. Un tel traitement "de surface" donne de très bons résultats si l'eau est répartie de façon homogène et s'il n'y a pas de risque qu'elle aille stagner dans des rigoles.

Le temps réel de rétention en fonction du volume des vides joue un rôle décisif dans le processus d'épuration. Le gravier contient 30 à 45 % de vide, selon la taille et la forme des grains (le calcul du TRH dans la feuille de calcul informatisée donnée au chapitre 13.1.11 prend comme hypothèse un pourcentage de vides de 35%, et pourrait être réduit d'autant si le pourcentage de vides était plus élevé). On peut calculer aisément le volume de vide en mesurant la quantité d'eau que l'on peut verser dans un seau rempli de gravier (cf. **Fig. 35**).

Puisqu'il s'avère que la taille des vides est plus importante pour une bonne conductibilité que le volume total de vides, il est préférable d'utiliser du gravier préalablement mouillé pour mesurer le volume de vides, les interstices capillaires étant alors "bouchés" d'avance.

Dans les faits, les écoulements préférentiels et la réduction de volume des vides en raison d'un colmatage partiel entraîne des temps de séjour 25 % plus courts, et donc par conséquent à une performance moindre (A.N. Shilton et J.N. Prasad dans *W5T, Vol. 34, N° 3-4 p.421*). Pour cette raison, le filtre ne doit pas avoir une épaisseur beaucoup plus grande que la limite de

Tableau 13:

Propriétés théoriques du gravier et du sable utilisés comme matériau filtrant, des valeurs inférieures à celles pour l'eau claire doivent être prises en compte dans le dimensionnement des lits filtrants.

Propriétés des graviers et sables pour terrains filtrants					
Matériau filtrant	Diamètre du grain	Volume de vides		Conductivité de l'eau claire	
	mm	grossier	total	m/s	m/j
gravier	4 - 40	30%	35% - 40%	4.14E-03	350
sable	0,1 - 4	15%	42%	4.14E-04	35

D'après Bahlo, Wach p 57

croissance des racines (30 - 60 cm), parce que l'eau aura tendance à couler plus rapidement sous le tapis dense formé par les racines. Mais le traitement est de toutes façons généralement plus efficace dans les 15 cm supérieurs, en raison de la diffusion d'oxygène en provenance de la surface. C'est ainsi que les filtres peu profonds sont plus efficaces que des lits plus profonds de même volume.

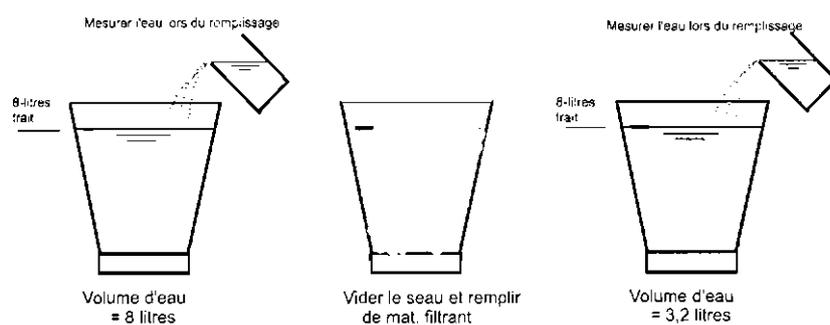


Fig- 35:

Détermination de la quantité de vide dans un matériau filtrant. Par exemple, un seau vide contient 8 litres d'eau. Le même seau rempli de gravier peut contenir 3,2 litres d'eau: le volume de vide est $\frac{3,2}{8} = 0,40$ soit 40%.

La distribution homogène des eaux usées à travers le filtre dépend impérativement d'une alimentation régulière à l'entrée et d'une collecte adéquate à la sortie. Des tranchées remplies de cailloux de 50 à 100 mm de diamètre construites à chaque extrémité du filtre assurent une alimentation et une collecte uniformes. Un tuyau perforé relié à la canalisation de sortie est placé sous l'épaisseur de cailloux qui forme la tranchée de distribution. La sortie peut être ajustée en hauteur par un bras pivotant fixé à un coude permettant une rotation. Cette hauteur est ajustée en fonction de la conductivité hydraulique en

soulevant le bras jusqu'à ce que l'on voit l'eau apparaître à la surface près de l'entrée. Alors que la surface du filtre est maintenue horizontale pour éviter toute érosion, le fond a une pente descendante d'environ 1% de l'entrée vers la sortie. On peut augmenter la pente, si le site le permet. Les filtres très longs doivent reposer sur une surface en terrasse au lieu d'une pente, pour éviter tout risque d'érosion (cf. **Fig. 34 B**).

La percolation d'eau usée dans le sol n'est en principe pas souhaitable. C'est pourquoi le fond du filtre doit être rendu étanche. Une couche d'argile bien tassée peut faire l'affaire, mais on utilise le plus souvent des bâches en plastique résistant (géomembranes). Un bassin en béton avec des parois verticales en maçonnerie permet aux plantes de se développer sur le pourtour extérieur, ce qui n'est pas le cas avec les berges lisses que l'on retrouve avec les bâches plastiques (cf. **Fig. 34 E**). Dans les climats secs, les arbres cherchent l'eau et leurs racines peuvent détériorer les murs en maçonnerie en essayant d'atteindre l'eau dans le filtre. Il faut donc éviter dans la mesure du possible de planter des arbres trop près d'un filtre parce que les racines risquent d'abîmer la structure et les feuilles mortes de sceller la surface.

Des observations en Europe montrent que les performances des filtres à gravier diminuent au bout de quelques années. La durée de vie d'un filtre horizontal dépend de la taille et de la forme des graviers, du type et de la quantité de solides en suspension dans les eaux usées, de la température et des taux de charge.

Les performances de traitement des filtres horizontaux peuvent être augmentées en les chargeant de façon alternative, en laissant le filtre se vider complètement pendant les temps de repos. Il est donc conseillé de diviser la surface totale du filtre en plusieurs compartiments ou lits. D'autres observateurs disent que le matériau filtrant doit être changé au bout d'environ 8 à 15 ans, mais même ceci dépend des taux de charge et des détails structurels, dont il s'avère en pratique impossible de prévoir l'impact. La durée de vie semble être plus longue avec des eaux usées moins chargées, une charge hydraulique plus faible et un plus gros calibre des graviers.

Les filtres horizontaux sont couverts d'une végétation adaptée. Est considérée comme adaptée toute plante qui se développe sur des eaux usées et dont les racines se développent en profondeur et sur une grande surface. Certains scientifiques et ingénieurs prétendent que le micro-environnement à l'intérieur du filtre est tel qu'il se crée un équilibre entre la production des boues et leur "consommation"; néanmoins, un tel équilibre n'apparaît probablement qu'avec des taux de charge assez faibles.

Ces plantes ne sont généralement pas récoltées. De par le monde, on privilégie *Phragmites australis* ou communis (roseaux), pour ses rhizomes horizontaux qui forment un lit filtrant parfait. Différentes plantes peuvent s'adapter à différentes eaux usées, on peut citer le cas de *Typha angustifolia* (massettes) combiné avec *Scirpus lacustris* (joncs) pour le traitement des eaux usées issues de raffineries de pétrole. La plupart des plantes d'étangs ou de marécages feraient l'affaire, mais elles n'ont pas toutes un système racinaire profond et développé. L'iris à grandes fleurs rouges ou orangé est

très décoratif mais convient uniquement dans les filtres à graviers domestiques de faible profondeur. Des arbres d'espèces forestières ont aussi été testés et donnent des résultats à peine un peu moins bons (*Kadlec et Knighf*). Dans tous les cas, la densité minimale de plantation, au départ, est de 2 pieds ou 4 rhizomes par mètre carré.

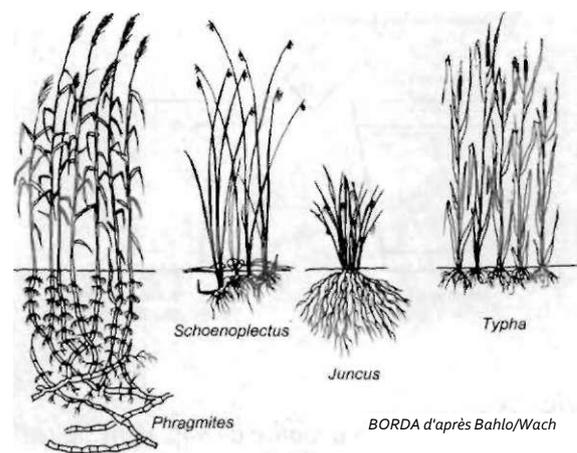


Fig. 36: Différentes espèces de macrophytes couramment utilisées dans les filtres à graviers.

Certains scientifiques préconisent une certaine succession dans les végétaux utilisés pour améliorer la qualité du traitement. Néanmoins, il semblerait que le rôle principal des plantes soit un rôle de "catalyseur" et non "d'acteur". Les plantes acheminent de l'oxygène vers le sol par l'intermédiaire de leurs racines. Certains scientifiques prétendent qu'elles fournissent aussi un surplus d'oxygène de manière à créer un environnement aérobie, d'autres ont montré que la plante ne transportait que la quantité d'oxygène dont elle a besoin pour assurer la transformation des éléments nutritifs nécessaires à sa propre croissance.

Par exemple, *Brix et Schierup* prétendent que 0,02 g d'O₂/m²j. sont transférés de la plante au lit filtrant, alors que dans le même temps la plante utilise 2,06 g d'O₂/m² pour ses besoins propres. Des substances toxiques à proximité des racines peuvent aussi être éliminées par oxydation. Quoiqu'il en soit, l'écosystème complexe que forme un filtre à gravier planté de macrophytes donne à tous les points de vue des résultats de traitement excellents et fiables, allant jusqu'à des taux de réduction de DCO > 95%, ce qui indique clairement que des réactions aérobies doivent intervenir, car ces résultats ne pourraient être obtenus avec des conditions du milieu strictement anaérobies. L'absorption de substances nutritives par les plantes prête peu à conséquence, particulièrement lorsque les plantes ne sont pas récoltées.

Phase de démarrage et entretien

Les jeunes plantes peuvent avoir du mal à se développer sur des eaux usées. Il est donc conseillé de commencer en fournissant aux plantes une grande quantité d'eau propre et de faire monter la pollution en puissance très lentement, en rapport avec la vitesse de croissance des plantes.

Quand l'installation tourne à pleine charge, on règle le niveau de sortie selon le débit. Il ne doit pas y avoir d'eau stagnante à la surface au niveau de l'entrée. Si cela se produit, on baisse le bras articulé au niveau de la sortie. Il est important d'avoir une distribution optimale de l'eau à l'entrée et ceci doit être contrôlé de temps en temps. Il est nécessaire de remplacer le matériau filtrant quand l'efficacité du traitement diminue. Dans la mesure où il y a interruption du traitement pendant la phase de remplacement du matériau filtrant, il est conseillé d'installer plusieurs lits filtrants en parallèle.

Il ne faut pas que l'eau de pluie se mêle aux eaux usées avant la station, ni qu'elle envahisse le lit filtrant, en raison de fines particules de terre qu'elle apporte. Les tranchées d'érosion autour des lits filtrants doivent toujours être entretenues.

Dimensionnement

Si l'on connaît les propriétés de percolation, aussi appelées conductivité hydraulique, du corps filtrant, on peut calculer la surface de la section transversale au niveau de l'entrée du filtre grâce à la loi de Darcy. Pour compenser la baisse de conductivité au bout

<p>Loi de Darcy</p> <p>Surface transversale lit filtrant [m²] =</p>	$A_c = \frac{Q_s}{k_f \times dH / ds}$ <p>débit [m³/sec]</p> <p>conductivité hydraulique [m/sec] × pente [m haut./m long.]</p>
---	---

Fig- 37:
Loi de Darcy pour le calcul de la surface transversale du Filtre.

d'un certain temps de fonctionnement, on retient pour la construction des installations des valeurs correspondant à une fraction des valeurs obtenues pour l'eau claire. Les valeurs de conductivité données par la feuille de calcul informatisée en tient déjà compte. Mais cette correction ne va pas jusqu'à tenir compte des valeurs pessimistes données par certains qui prétendent que l'on devrait se baser sur 4 % de la conductivité de l'eau claire.

Le dimensionnement d'un filtre dépend de la charge hydraulique et organique, de la température et de la taille des éléments filtrants. En gros, on compte 5 m² de filtre par personne pour des eaux usées domestiques. Ceci correspond à un taux de charge de 30 l/m² et une charge organique de 8 g de DBo/m²-j. Pour un calcul plus détaillé, voir les formules utilisées dans la feuille de calcul informatisée (*Tab. 28*).

9.11 Le filtre vertical à sable

Le filtre vertical fonctionne comme un lit bactérien aérobie et doit par conséquent, être alimenté en discontinu, avec des périodes de repos bien définies entre les périodes d'alimentation. En plus des courts intervalles de répit qui sont contrôlés par des systèmes doseurs, le filtre a périodiquement besoin de périodes de repos d'une à deux semaines. Ceci n'est possible que si l'on dispose d'au moins deux lits filtrants alimentés en alternance.

Il est indispensable d'alimenter le filtre de façon discontinue (par "bâchées") pour obtenir une répartition homogène de l'eau. Les temps de repos sont nécessaires pour permettre à l'oxygène de pénétrer dans le filtre après percolation des eaux usées (cf. *Fig. 32*). A chaque fois, la charge doit être suffisante pour noyer entièrement le filtre et permettre à l'eau de se répartir uniformément sur toute la surface, mais pas trop importante pour empêcher l'oxygène de pénétrer dans le filtre avant la charge suivante. De la même façon, le matériau filtrant doit être assez fin pour que les eaux se répartissent bien et assez poreux pour assurer une bonne percolation.

Pendant la courte période de chargement, les eaux usées sont exposées à l'air libre, ce qui peut entraîner des mauvaises odeurs dans le cas d'un pré-traitement anaérobie. Le filtre vertical n'est pas présenté comme une technique DEWATS, principalement en raison de l'étroite surveillance requise, con-

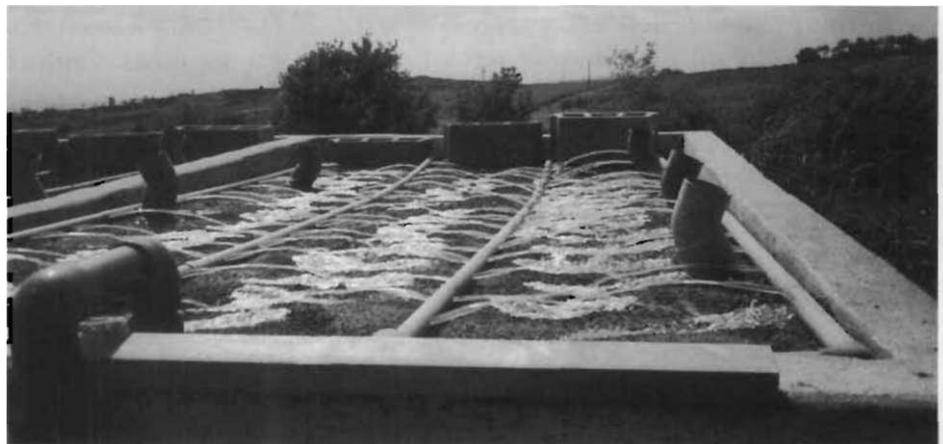


Fig. 38:
Filtre vertical en cours de chargement. Construction hors sol réalisée par Nature & Technique, D Esser, pour une fromagerie dans le Sud de la France [photo: Sasse].

cernant tous les points cités ci-dessus. Mis à part ces inconvénients, le filtre vertical, comparé au filtre horizontal, est plus efficace et plus sûr d'un point de vue à la fois technique et scientifique, raison pour laquelle il a été décrit dans ce livre.

Le corps d'un filtre vertical est composé d'une couche supérieure à grains fins, d'une couche intermédiaire à grains moyens et d'une couche inférieure à gros grains. La surface en dessous du filtre est une zone de libre circulation de l'eau raccordée à une conduite d'évacuation. Cette zone est aussi en contact avec l'air libre par l'intermédiaire de tuyaux d'aération. La couche supérieure à grains fins permet une répartition homogène de l'eau. Dans la couche intermédiaire a lieu le traitement à proprement parlé, tandis que la couche inférieure n'est là que pour fournir des cavités qui réduisent les forces de capillarité, qui sans cela diminuerait le gradient hydraulique effectif.

Les filtres verticaux ont en général une profondeur de 1 m à 1,20 m. Pourtant, dans les cas où il y a suffisamment de pente naturelle et une bonne ventilation, on peut avoir des filtres verticaux allant jusqu'à 3 m. Ils peuvent être, ou non, couverts de végétation. En l'absence de celle-ci, il faut que la surface soit grattée au début des périodes de repos, pour permettre de faire entrer suffisamment d'oxygène. Si la végétation est dense, on peut s'en dispenser puisque les tiges des plantes maintiennent des cavités ouvertes à la surface.

Il existe plusieurs points d'alimentation répartis sur la surface pour permettre d'inonder rapidement toute la zone. La submersion est le seul moyen efficace pour arriver à avoir une distribution homogène de l'eau

sur toute la surface. On ne peut pas atteindre une répartition homogène en utilisant des tuyaux de différents diamètres, ou en calculant les distances entre les points d'alimentation. Ceci a été tenté plus d'une fois. Il n'est pas nécessaire d'en rajouter avec d'autres échecs. L'alimentation par bûchées est incontournable.

Le dosage des décharges peut être réalisé à l'aide soit de siphons auto-amorçants, de pompes automatiques ou d'augets basculants. Ce dernier système serait le mieux adapté aux conditions DEWATS parce que son principe est facile à comprendre et que le mécanisme peut être fabriqué localement.

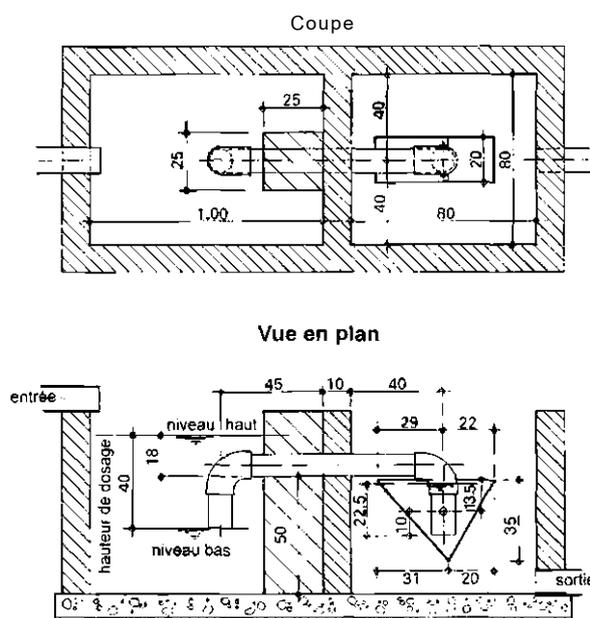


Fig. 39:

Chambre de dosage avec seau basculant pour contrôler l'ouverture du siphon. Le seau maintient le siphon fermé pendant qu'il se remplit. En culbutant sous le poids de l'eau, le seau se renverse et ouvre le siphon. Il retombe ensuite dans sa position d'origine pour recevoir à nouveau de l'eau, ce qui ferme à nouveau le siphon.

Chaque lit filtrant a son propre tuyau d'arrivée muni d'une vanne. Accessoirement, on peut aussi utiliser un morceau de tuyau en position verticale pour fermer le sortie de la chambre de dosage au lieu d'une vanne.

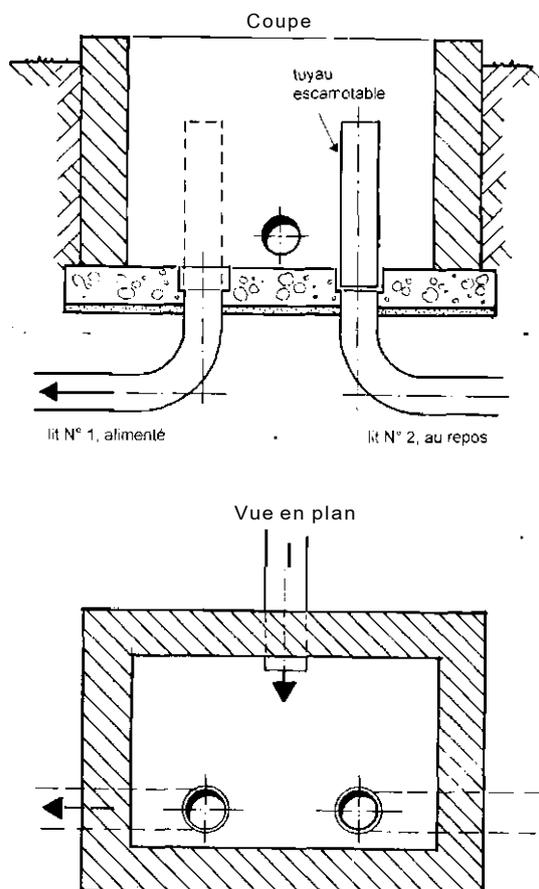


Fig. 40:
Chambre de distribution pour alimentation alternative de plusieurs lits filtrants. Un morceau de tuyau se place sur la sortie qui doit être temporairement fermé.

Alors qu'un filtre vertical peut supporter une charge hydraulique allant jusqu'à $100 \text{ l/m}^2\text{-j}$. ($100 \text{ mm/m}^2 = 0,1 \text{ m}$), il est conseillé de limiter la charge à $50 \text{ l/m}^2\text{-j}$. La charge organique peut aller jusqu'à $20 \text{ g de DBO/m}^2\text{-j}$. Elle peut atteindre $40 \text{ g de BDO/m}^2\text{-j}$. en cas de système à recyclage (*M & É*). Dans

le cas d'eaux usées domestiques pré-traitées, la charge hydraulique devient le facteur déterminant. Certains ingénieurs n'utilisent ces valeurs que pour les lits filtrants actifs, alors que d'autres prétendent qu'on peut aussi y inclure les lits au repos. En cas de doute, il est conseillé de procéder à des tests. Néanmoins, il faut toujours prévoir grand en matière de surface de filtres.

Le calcul de la perméabilité se fait aussi selon la loi de Darcy (**fig. 37**) dans laquelle $dH/ds = 1$. La vitesse d'infiltration ($v = Qs/Ac$) est donc égal à la conductivité hydraulique (k).

Phase de démarrage, entretien et dimensionnement

Le filtre à sable vertical n'est pas un système DEWATS. Le mode de fonctionnement détaillé a volontairement été omis de cette publication afin de ne pas donner l'impression qu'un filtre vertical pourrait quand même être construit et fonctionner dans des conditions compatibles avec le cahier des charges DEWATS.

9.12 Le lagunage

Les lagunes ne sont rien d'autre que des lacs artificiels. Ce qui se produit dans les lagunes ressemble beaucoup à ce qui se produit dans la nature, à la différence près que, dans les lagunes artificielles, les différentes étapes de traitement sont souvent séparées. Tous les types de lagunes sont des systèmes DEWATS parfaits et doivent être préférés à tout autre type de traitement, à partir du moment où l'on dispose de suffisamment de place. Il faut les préférer aux filtres à gravier à écoulement sous

la surface, à condition que l'emplacement se prête à la présence d'une lagune à ciel ouvert. Pour des lagunes aérobies facultatives ou anaérobies, la distance aux habitations ou aux lieux de travail les plus proches doit être suffisante pour éviter les nuisances dues aux mauvaises odeurs ou à la prolifération des moustiques. Les lagunes de finition peuvent être implantées plus près des habitations, parce qu'elles peuvent abriter des poissons chargés de réguler les populations de moustiques. On utilise couramment les poissons de la famille des *Gambusia spp.* à cet effet dans les pays tropicaux.

Les systèmes de lagunage pur, même à grande échelle, sont très peu onéreux et ne nécessitent presque aucun entretien.

On peut classer les différents types de lagunes en :

- lagunes de décantation (lagunes de pré-traitement avec stabilisation anaérobie des boues)
- lagunes anaérobies (lagunes à stabilisation anaérobie)
- lagunes d'oxydation (lagunes à stabilisation aérobie facultative)
- lagunes de finition (traitement de finition après les lagunes de stabilisation).

Les systèmes de lagunage prévus pour un traitement complet sont normalement constitués de plusieurs bassins ayant différents rôles. Par exemple, une lagune profonde de décantation anaérobie pour la décantation et la digestion anaérobie des boues, deux ou trois lagunes d'oxydation aérobie facultative peu profonds, avec des temps de rétention plus longs, pour assurer une dégradation surtout aérobie des matières dissoutes et en suspension, et pour finir,

une ou plusieurs lagunes de finition peu profondes pour assurer la décantation finale des matières en suspension stabilisées et de la masse bactérienne. Si l'on veut utiliser ces lagunes de traitement des eaux usées pour une activité de pisciculture, la charge initiale doit être faible, et doit de surcroît être diluée dans 4 à 5 volumes d'eau de rivière. Sinon, le bassin doit être à peu près 10 fois plus grand que ce qui est donné par la feuille de calcul informatisée (cf. *lab. 30*).

Les lagunes aérées de façon artificielle ne font pas partie des systèmes DEWATS, et ne sont donc pas traités dans ce manuel. Il suffit de savoir que ces lagunes ont une profondeur de 1,5 à 3,5 m, qu'elles fonctionnent généralement avec des temps de rétention de 5 jours et des charges organiques allant de 20 à 30 g de DBO/m³-j. La quantité d'énergie requise pour l'aération tourne autour de 1 à 3 W/m³ de volume de bassin. En l'absence d'une accumulation importante de flottants, la seule surface des lagunes anaérobies peut être aérée pour réduire les mauvaises odeurs.

9.12.1 Lagunes anaérobies

Les lagunes anaérobies se caractérisent par une grande profondeur (2 à 6 m) et une forte charge (0,1 à 1 kg de DBO/m³-j.). C'est pourquoi elles nécessitent moins de place que les lagunes d'oxydation aérobie facultative. Les lagunes anaérobies ne maintiennent leur conditions anaérobies que par leur profondeur, c'est pourquoi celle-ci doit être supérieure à 2 m. On peut prévoir des lagunes séparées pour la décantation des boues, placées avant la lagune principale,

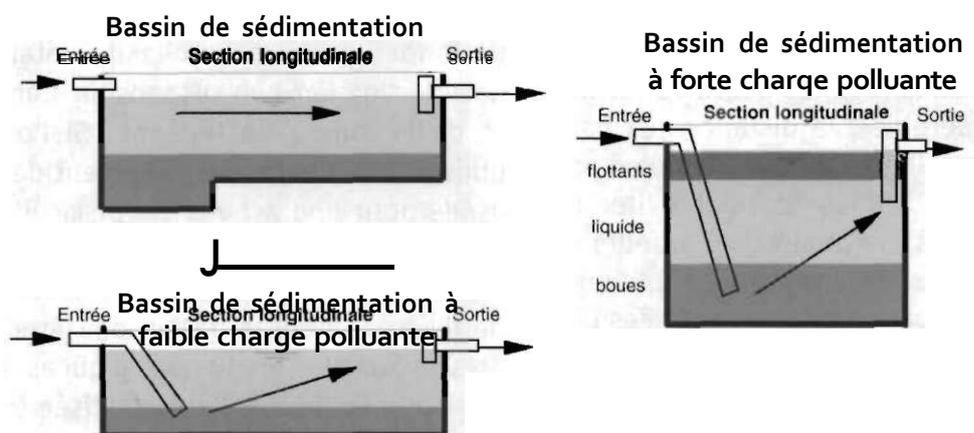


Fig. 41:

Principes de fonctionnement des lagunes anaérobies. Les lagunes de décantation ont des temps de rétention de l'ordre de la journée, les lagunes à faible charge sont censées être inodores en raison de leur pH neutre, les lagunes à forte charge ont à leur surface une couche de flottants qui forme un couvercle étanche.

Tableau 14:

Un exemple des performances élevées d'une simple lagune de décantation.

Performances d'une lagune de sed. pour eau usée à 48h de temps de séjour au Maroc

polluant	dimension	entrée	sortie	réduction
Solides en susp.	mg/l	431	139	68%
DCO mg/l	mg/l	1189 *	505	58%*
DBOs	mg/l	374	190	49%
Nkjel	mg N/l	116	99	15%
P total	mg P/l	26	24,5	6%
Coli fé.	Nb/100 ml	6.156.000	496.000	92%
Strepto fé.	Nb/100 ml	20.900.000	1.603.000	92%
Nematodes	No	139	32	77%
Cestodes	No	75	18	76%
Helminthes	No	214	47	78%

* le ratio DCO/DBO élevé est dû à la pollution par huiles minérales, responsable aussi du faible taux de red. de DCO est plus grand que de DBO.

Driouache et al, GTZ/CDER, 1997pg. 17

Tableau 15:

Paramètres de dimensionnement de bassins anaérobies à faible charge en fonction de la température ambiante.

Param. de dimens. de lagune anaér.

Températ ambiante°C	Char. org. DBO g/m ³ *j	efficacité Réd. DBO. %
10	100	40
15	200	50
20	300	60
23	330	66
25	350	70
28	380	70
30	400	70
33	430	70

d'après Mara1997

de manière à en réduire la charge organique. Ces lagunes de décantation doivent avoir un temps de rétention inférieur à la journée, et qui varie selon le type d'eaux usées.

Les lagunes anaérobies ayant une charge organique inférieure à 300 g/m³-j. de DBO ont de grandes chances de maintenir un pH autour de 7. Par conséquent, il se produit très peu d'émission de H₂S et donc

très peu d'odeur désagréable. Les lagunes anaérobies fortement chargées dégagent une odeur désagréable particulièrement forte dans les premiers temps de leur fonctionnement, jusqu'à ce qu'une épaisse couche de flottants ne se forme à la surface. Avant la formation d'une telle couche, une petite partie supérieure de la lagune fonctionne dans des conditions aérobies; on peut donc les considérer comme des lagunes anaérobies facultatives.

Selon la charge et le type d'eaux usées, ainsi que l'intensité du traitement, les lagunes anaérobies sont conçues pour des temps de rétention hydraulique allant de 1 à 30 jours. Ce temps varie fortement selon que l'on traite tout le liquide ou seulement les boues décantées. La fonction de la lagune anaérobie dépend du type d'eaux usées et du traitement ultérieur subi par les effluents. En ce qui concerne les eaux

usées domestiques, une lagune anaérobie peut fonctionner comme une fosse septique à ciel ouvert. En ce cas, elle doit être de petite taille de manière à faciliter la formation en surface de cette couche de flottants. L'efficacité du traitement tourne alors autour de 50 à 70 % de réduction de la DBO seulement.

Un effluent qui sent mauvais est le résultat d'un "mauvais" temps de rétention. Si le temps de rétention est supérieur à la journée, ce n'est pas seulement la partie décantée au fond qui fermente, mais aussi la partie liquide. Inversement, si le temps de rétention est trop court pour permettre une bonne stabilisation du liquide, alors [l'effluent reste à un pH trop faible et il y a dégagement d' H_2S . De manière générale, si le temps de rétention est trop court, cela veut aussi dire que la charge organique est trop forte.

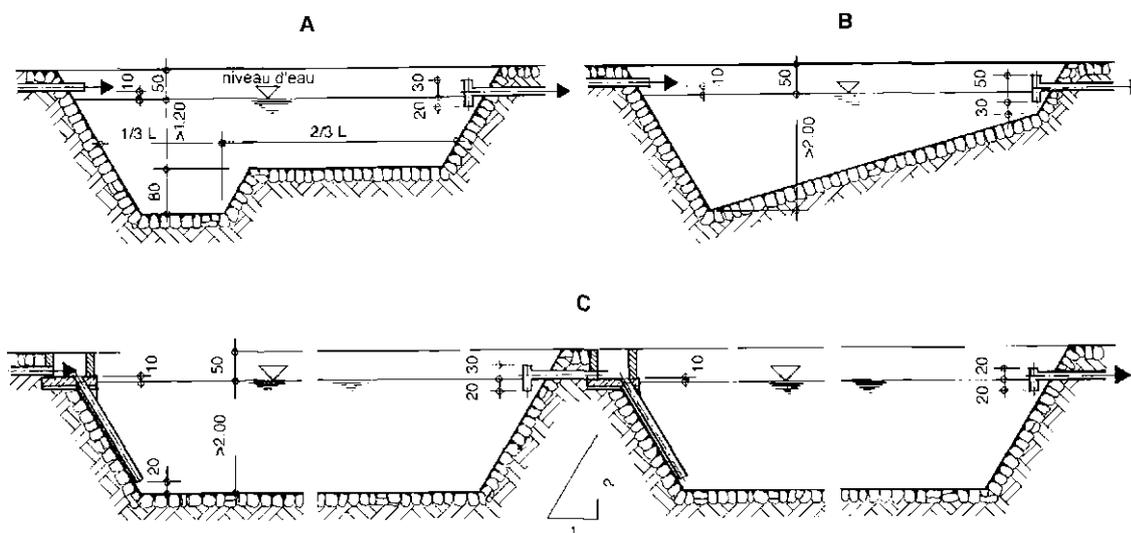


Fig. 42:

Coupe transversale de lagunes anaérobies faites de pierres et de mortier. A et B : La partie à l'entrée est plus profonde pour permettre une meilleure accumulation des boues sur une surface limitée. C : deux lagunes anaérobies en série. La première lagune supporte une forte charge (scellée par des flottants), la seconde une charge plus faible (pH neutre).

Les lagunes anaérobies sont souvent utilisées comme première unité de traitement des eaux usées industrielles, avant des lagunes d'oxydation, comme c'est le cas pour les effluents de raffineries de sucre ou de distilleries. L'efficacité du traitement dans des lagunes à forte charge et à temps de rétention élevés est de l'ordre de 70 à 95 % de réduction de la DBO (réduction de la DCO entre 65 et 90 %) selon la biodégradabilité des eaux usées. Il est recommandé d'utiliser plusieurs lagunes en série pour des temps de rétention élevés.

Les lagunes anaérobies ne sont pas très efficaces pour le traitement des eaux usées qui présentent un ratio DCO/DBO élevé (> 3 : 1). Des lagunes de décantation à très court temps de rétention, suivies de lagunes d'oxydation aérobie facultative donnent dans ce cas de meilleurs résultats.

La taille de la lagune dépend aussi du volume de stockage à long terme des boues qui dépend à son tour de la fréquence de curage. Une lagune anaérobie peut aussi être utilisée comme un site de stockage de boues intégré. Dans ce cas, on peut envisager de n'évacuer les boues que tous les 10 ans ou plus.

Phase de démarrage et entretien

Le démarrage ne requiert pas de dispositions particulières. Il est tout de même bon de savoir qu'une lagune fortement chargée dégage de mauvaises odeurs jusqu'à ce qu'un couvercle de flottants ne se forme en surface. Les structures d'entrée et de sortie doivent être contrôlées régulièrement pendant le fonctionnement. Une diminution de la qualité de l'effluent est un in-

dicateur d'un trop-plein de boues. Si rien n'est fait à ce stade, les unités de traitement suivantes en pâtiront.

Dimensionnement

Le temps de séjour et la charge organique par volume sont les deux paramètres à prendre en compte dans le dimensionnement des lagunes anaérobies. Pour traiter des eaux usées domestiques, une lagune inodore chargée à 300 g de DBO/m³-j. avec un temps de séjour assez court, de l'ordre de la journée, doit avoir un volume d'environ 0,2 m³ par personne. Pour une stabilisation anaérobie de la fraction liquide, il faut compter des temps de séjour plus longs, qui dépendent de la température, de la qualité de traitement visée et de la charge organique. Cette charge ne doit pas dépasser 1 kg de DBO/m³-j. Pour un calcul exact, utiliser la formule donnée dans la feuille de calcul informatisée, (cf. *lab. 29a* et *29b*).

9.12.2 Lagunes aérobies

Les lagunes aérobies reçoivent la plupart de leur oxygène par la surface. Pour des charges inférieures à 4 g de DBO/m²-j., l'oxygène de surface suffit à satisfaire la demande en oxygène globale. L'absorption d'oxygène augmente avec une diminution de la température et avec des turbulences de surface créées par la pluie et le vent. Cette absorption dépend aussi des besoins réels en oxygène jusqu'à un certain point de saturation et peut donc varier à 20°C. entre 40 g d'GVm²-j. pour des conditions entièrement anaérobies et 10 g d'O₂/m²-j. avec un taux de saturation en oxygène de 75% (*Mudrak et Kunst, d'après Ottmann, 1977*).

Les algues, à travers la photosynthèse, représentent une deuxième source d'oxygène. Mais, de façon générale, une trop forte présence d'algues et une grande turbidité de l'eau empêchent la lumière du jour d'atteindre les couches inférieures du bassin. La "production" d'oxygène est ainsi réduite, parce que la photosynthèse est freinée. Il en résulte un dégagement d'odeurs, en raison de la prépondérance de conditions anaérobies facultatives. Les algues jouent un rôle bénéfique important dans le processus d'épuration, mais peuvent aussi avoir des conséquences négatives sur la qualité des effluents. Ainsi le développement d'algues est voulu et souhaité dans les premières phases du traitement, mais pas au point de rejet, parce que les algues augmentent la DBO des effluents. On peut réduire la quantité d'algues dans les effluents en utilisant une lagune finale de petite taille avec un temps de séjour d'un jour au plus. Une plus grande surface de lagunes, et donc une charge organique plus faible et une alimentation moins abondante pour les algues, est la mesure la plus sûre, mais aussi la plus chère.

Les résultats d'analyses en laboratoire des rejets de lagunes donnent souvent une fausse impression de traitement incomplet. Comme pratiquement 90 % de la DBO des

effluents vient des algues, de nombreux pays tolèrent une DBO plus élevée pour les effluents provenant de lagunes aérobies que pour ceux issus d'autres traitements. La présence de chicanes ou de lits de cailloux avant la sortie de chacune des lagunes ont un effet important sur la rétention des algues. De tels détails structurels intelligemment conçus augmentent considérablement la qualité du traitement pour un coût additionnel dérisoire, et peuvent être considérés comme étant aussi importants que le choix de la taille des lagunes.

L'efficacité du traitement augmente avec le temps de séjour. Le nombre de lagunes a une importance toute relative. Pour une même surface totale, l'efficacité augmente d'environ 10 % si l'on passe de 1 à 2 bassins. 3 bassins au lieu de 2 augmentent l'efficacité d'environ 4 %, et 4 au lieu de 3 d'environ 2%. Ceci montre qu'il n'est pas justifié, d'un point de vue économique, d'avoir plus de 3 lagunes, puisqu'on peut obtenir le même résultat rien qu'en augmentant la surface. Le terrain nécessaire pour les abords et les digues d'une lagune supplémentaire serait mieux valorisé s'il servait à augmenter la surface en eau. La première lagune peut être jusqu'à deux fois plus grande que les autres, si elle possède plusieurs points d'alimentation.

Lagunes aérobies en série avec bassin de finition

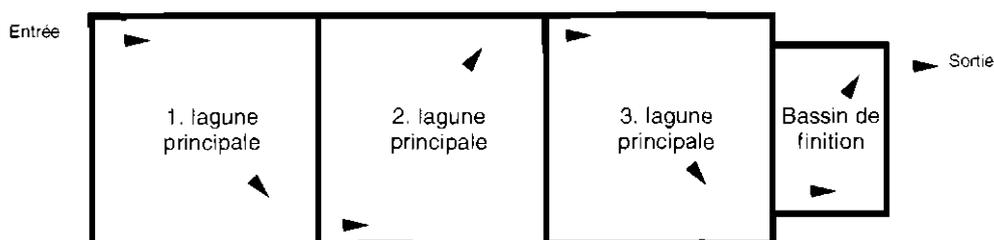


Fig. 43: Schéma du flux dans des lagunes aérobies facultatives placées en série.

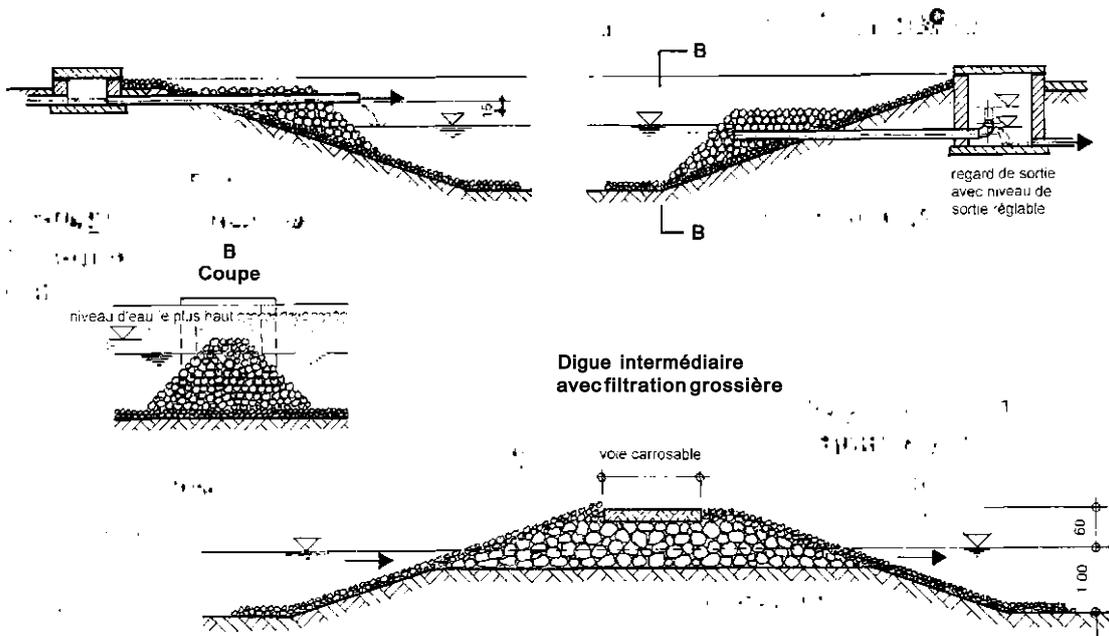


Fig. 44: Coupe transversale d'une grande lagune de stabilisation aérobie facultative. Les berges sont protégées de l'érosion occasionnée par les vagues. A : point d'alimentation; les berges doivent aussi être protégées de l'érosion occasionnée par le courant d'eaux usées. B : Vue frontale de C: Dispositif de sortie avec bras pivotant pour ajuster le niveau de l'eau dans la lagune en fonction des fluctuations saisonnières du volume de liquide.

En principe, il vaut mieux avoir plusieurs points d'alimentation de manière à mieux répartir la charge polluante et créer une plus grande surface de décantation. D'un autre côté, il peut être préférable de réserver

une partie du bassin à l'alimentation pour éviter que des déchets volumineux flottants ne soient éparpillés sur toute la surface de la lagune.

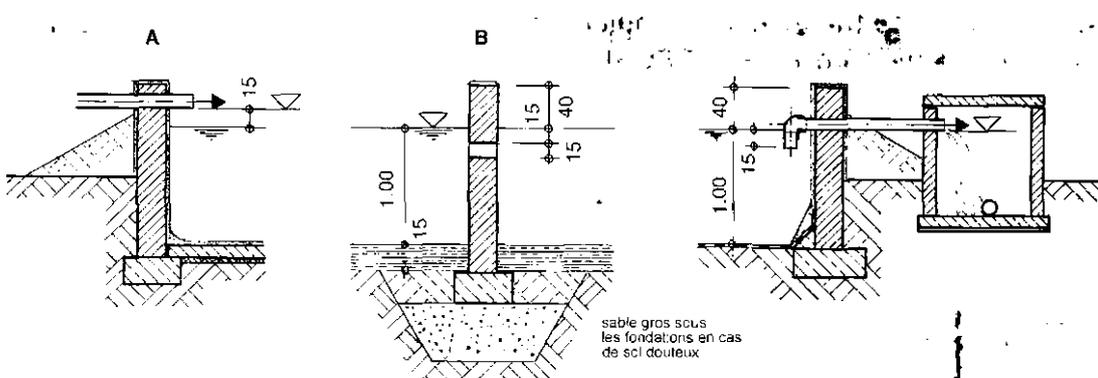


Fig. 45- Détails d'une lagune de stabilisation aérobie de petite taille. A : Structure d'alimentation, revêtement de sol en béton. B : Cloison, sol en argile compactée. C : structure de sortie, revêtement plastique au sol (protection contre l'usure conseillée).

Les points d'alimentation (ou d'entrée) doivent être situés le plus loin possible du point de sortie. Celui-ci doit se trouver sous la surface de l'eau pour retenir les matières solides qui flottent en surface, y compris les algues. Un lit de gravier servant de filtre grossier est recommandé entre les lagunes placées en série et avant la sortie finale.

L'érosion des berges par les vagues pourrait poser un problème dans les lagunes de grande taille. La pente des berges doit donc être d'un rapport de 1 (verticalement) sur 3 (horizontalement) et celles-ci de préférence couvertes de rochers ou de gros graviers. Les digues et les berges peuvent être plantées de macrophytes, comme *Phragmites*. Les digues entre les lagunes doivent être pavées et suffisamment larges pour faciliter l'entretien.

Les poissons se nourrissent d'algues; mais ils ne peuvent survivre que s'il y a suffisamment d'oxygène dissout, en sachant que le minimum pour les poissons de vase est de 3 mg/l. Il devient donc nécessaire de mélanger les eaux usées à de l'eau fraîche provenant d'autres sources (rivière, lac déjà existant), sinon le système ne peut accepter que des charges organiques très faibles.

Pour des raisons d'approvisionnement en oxygène, les lagunes de stabilisation anaérobies doivent être peu profondes, mais néanmoins suffisamment pour éviter le développement de macrophytes sur le fond. Une profondeur de 90 cm à 1 m dans les climats chauds et jusqu'à 1,2 m dans des climats froids (en raison du gel) est conseillée. Des lagunes plus profondes deviennent aérobies facultatives ou même anaérobies dans les couches les plus profondes.

Des volumes moins importants d'eaux usées, provenant d'écoles, d'hôpitaux, de zones résidentielles doivent être pré-traités dans des fosses Imhoff, des fosses septiques, des réacteurs compartimentés, ou au moins des lagunes de décantation avant d'être déversés dans des lagunes de stabilisation aérobies. La meilleure solution est une fosse Imhoff correctement entretenue car elle maintient l'eau usée fraîche et inodore. Si une vidange régulière du digesteur Imhoff ne peut pas être garantie, alors il vaut mieux utiliser une fosse septique. L'effluent sentira de toute manière mauvais. S'il n'y a pas de pré-traitement, il faut prévoir une plus grande zone de décantation au niveau de la zone d'alimentation de la lagune. Dans ce cas, il faut s'attendre à des odeurs. Il peut être plus sage de construire une petite lagune de décantation sur laquelle se formera une couche de flottants. Si la couche de flottants dépasse 10 cm d'épaisseur, on peut y faire pousser des papyrus, qui ont un effet embellissant certain.



Fig. 46: Papyrus poussant sur une couche de flottants dans une petite lagune de décantation à Auroville (Inde) [photo: Sasse]

Phase de démarrage et entretien

Une lagune arrive en phase de maturation beaucoup plus rapidement si elle a été au préalable remplie d'eau de rivière. A part une inspection régulière des structures d'alimentation et de sortie, elle ne nécessite pas de supervision. Il faut néanmoins vérifier les performances du système et toute dégradation de la qualité des effluents doit donner lieu à une inspection du site, pour en déterminer la cause. Une accumulation trop importante de boues peut entraîner une mauvaise efficacité du traitement. La lagune doit être vidée et curée de ses boues à intervalles réguliers, avant que la qualité du traitement ne s'en ressente.

Dimensionnement

Les deux principaux paramètres de conception sont la charge organique en surface et le temps de rétention hydraulique. Alors que le TRH peut varier de 5 à 20 jours, la charge organique maximale dépend de la température ambiante (cf. **tableau 16**). Les heures d'ensoleillement sont aussi importantes, mais ne sont pas prises en compte dans le calcul. C'est pourquoi il faut légèrement sur-dimensionner les lagunes dans des régions à couverture nuageuse quasi-permanente. Il est préférable que la charge organique soit inférieure à 20 g de DBO/m².j. On peut tabler sur une surface des lagunes de 2,5 à 10 m² par habitant, pour le traitement des eaux usées domestiques. Mais toutes ces valeurs dépendent du type de pré-traitement, de la température et des objectifs en matière de santé. Pour un calcul plus précis, utiliser les formules données dans la feuille de calcul informatisée (cf. **Tab 30**).

Tableau 16:

Charge organique de surface des lagunes aérobies facultatives

Charge max. de surface de lagune aérobie	
TRH 5 jours	
Tempérât ambiante°C	charge org DBOg/m ² .j
10	7,0
15	11,7
20	17,7
23	21,8
25	24,5
28	28,4
30	30,8
33	33,8

D'après Mara 19

9.12.3 Systèmes à plantes aquatiques

Les jacinthes d'eau, les lentilles d'eau, et autres plantes aquatiques peuvent améliorer la capacité d'épuration des lagunes. Les métaux lourds qui s'accumulent dans les jacinthes d'eau sont éliminés avec la récolte. Les lentilles d'eau remplacent efficacement les algues. Comme elles sont facilement retenues par une chicane en surface, elles donnent lieu à un effluent plus propre. Si on ne les maintient pas dans des cadres, les lentilles d'eau se retrouvent chassées vers les bords du bassin par le vent. Il faut savoir néanmoins que l'efficacité du traitement n'est accrue que si on pratique des récoltes et un entretien réguliers. L'ajout de systèmes spécialement conçus pour la récolte augmente la surface totale du système de traitement. Le taux d'évaporation des systèmes à plantes aquatiques est 4 fois plus important que pour des bassins ordinaires à ciel ouvert (autour de 40 l/m².j dans des régions à climat chaud).

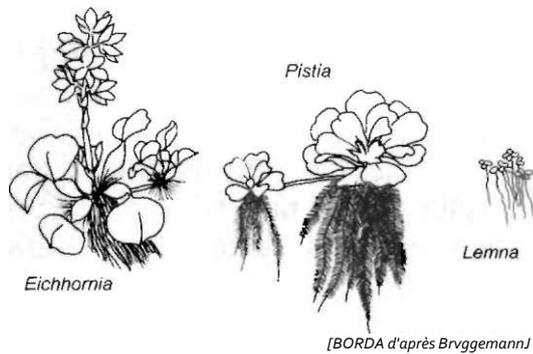


Fig. 47-
Plantes aquatiques couramment utilisées dans le traitement des eaux usées

La surface requise pour les lagunes est pratiquement la même, qu'on y mette des plantes aquatiques ou pas. Si la charge organique de départ est faible, les plantes présentent l'avantage de protéger des oiseaux les poissons utilisés pour contrôler les populations de moustiques. Certaines plantes, cependant, comme les jacinthes d'eau ont l'inconvénient de protéger les larves de moustiques des poissons. Les serpents y trouvent aussi refuge. Si la charge organique est forte, ce qui peut être une des raisons pour lesquelles on cherche à améliorer le traitement par l'introduction de plantes aquatiques, les poissons ne peuvent pas y vivre, et rien n'empêche alors les moustiques de proliférer.

Dans la mesure où les systèmes à plantes aquatiques ont besoin d'être entretenus, ils ne sont pas classés dans la catégorie des systèmes DEWATS. Néanmoins, c'est un système tout à fait rationnel s'il est utilisé dans le cadre d'une valorisation agricole des nutriments contenus dans les plantes récoltées, ou pour améliorer la beauté d'un site à proximité de zones résidentielles.

Phase de démarrage et entretien

L'entretien et le fonctionnement du système relèvent plutôt de la gestion d'une activité agricole que d'un problème de traitement des eaux usées. On doit démarrer la lagune avec de l'eau de rivière, propre et la charge polluante doit être augmentée très progressivement au fur et à mesure que les plantes se développent, jusqu'à couvrir toute la surface. On doit récolter les plantes régulièrement pour empêcher les plantes mortes de former une couche de boues au fond. Les lentilles d'eau, tout particulièrement, ont besoin d'être maintenues dans des cadres pour éviter d'être chassées vers les bords par le vent. Les structures d'alimentation et de sortie doivent être contrôlées comme sur des lagunes classiques.



Fig. 48:
Bassins de traitement des eaux usées avec plantes aquatiques à Auroville (Inde). La station est placée juste à côté de maisons d'habitation. Les lézards qui vivent dans les jacinthes d'eau se chargent des moustiques. Le premier bassin de décantation est scellé contre les mauvaises odeurs par une épaisse couche d'écume, sur laquelle se développent des papyrus (cf. Fig. 46) [photo: Sasse]

Dimensionnement

Pour des raisons pratiques, on utilise la même formule que pour les lagunes d'oxydation classiques (cf. *lab. 30*)

9.13 Systèmes hybrides et combinés

Chaque système a ses points forts et ses points faibles. Il est donc logique de chercher à combiner différents systèmes de traitement, par exemple la décantation

dans une lagune ou une fosse septique ¹ suivi par une digestion anaérobie des particules solides non-décantables en suspension dans des filtres anaérobies ou des fosses septiques compartimentées. Un traitement plus poussé peut faire appel à des conditions aérobies, comme on en trouve dans les lagunes ou les filtres à graviers. Le but du traitement et les conditions inhérentes au site vont déterminer les solutions les mieux adaptées à chaque cas particulier.

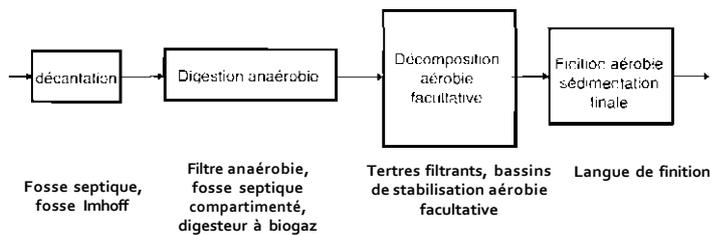


Fig. 49:
La chaîne complète d'épuration sous technologie DEWATS

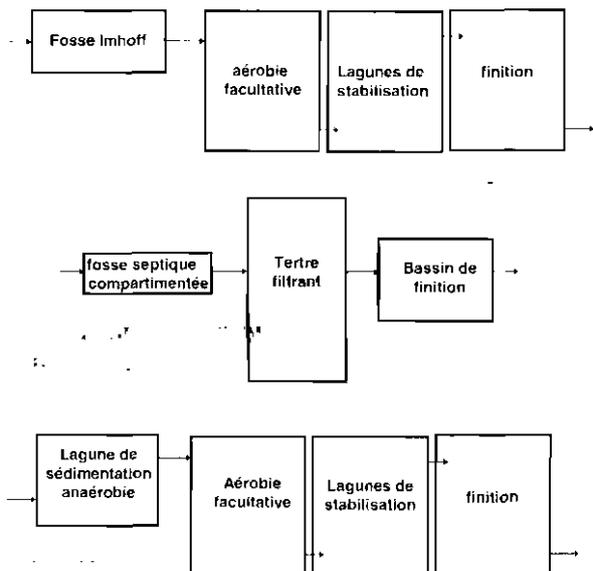


Fig. 50:
Combinaisons classiques pour un traitement total sous conditions DEWATS

En plus des combinaisons de pré-traitement et de traitement ultérieur, on peut aussi envisager de combiner d'autres aspects. Comme on l'a vu dans le système hybride UASB, on peut très bien combiner une fosse septique compartimentée avec un filtre anaérobie en

ajoutant des filtres dans les derniers compartiments de la fosse (cf. *Fig. 51*). Si l'on dispose d'un matériau filtrant flottant, on peut en prévoir une fine couche au sommet de chaque compartiment.

9.14 Technologies inadaptées

Les systèmes DEWATS exigent un entretien limité. Ceci implique qu'une partie intégrante du concept des systèmes DEWATS est qu'ils ne peuvent pas être "allumés ou éteints" à volonté. Les systèmes DEWATS sont conçus pour fonctionner tous les jours avec l'efficacité requise. Les systèmes hautement efficaces, mais qui nécessitent beaucoup de soins et d'entretien pour fonctionner à un niveau correct ne correspondent pas au cahier des charges des systèmes décentralisés de traitement des eaux usées. Nous tenons à éviter ici tout

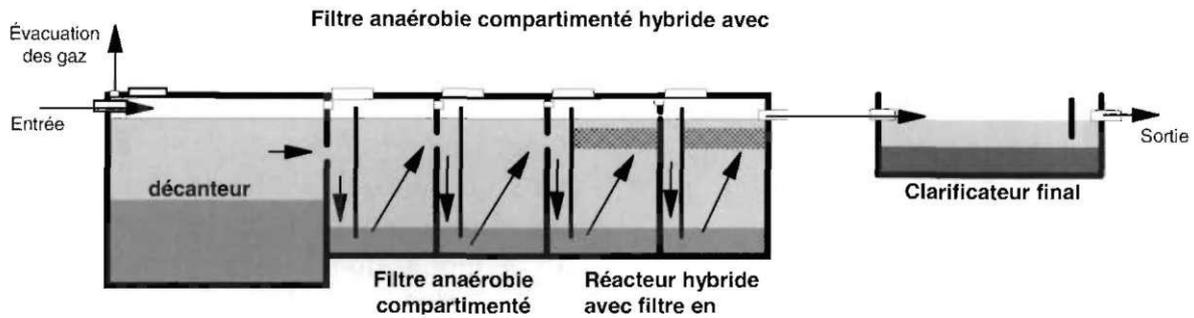


Fig. 51:
Exemple de réacteur hybride composé

malentendu: les technologies qui sont ici considérées comme ne faisant pas partie des systèmes DEWATS ne sont en aucun cas inférieures, ni plus mauvaises. Elles peuvent même être utilisées dans un contexte décentralisé. Mais cela ne peut se faire sans la présence, en permanence, sur le site, d'un personnel qualifié, supervisé de près par un encadrement expérimenté.

Les technologies qui ne répondent pas au cahier des charges DEWATS sont les suivantes:

- le disque biologique
- le lit bactérien
- les boues activées
- le réacteur à lit fluidisé
- le réacteur à charge séquentielle ("SBR").



Fig. 52:
Disques biologiques dans un abattoir de Jakarta (Indonésie). Le dispositif était temporairement hors d'usage lorsque la photo a été prise [photo: Sasse]

Ce n'est pas la peine de construire ce qui ne sera pas entretenu

Ces systèmes qui fonctionnent avec de l'air comprimé, soit pour l'aération, soit pour la flottaison, ou qui nécessitent un apport de produits chimiques sont exclus des systèmes DEWATS. Le réacteur UASB n'en fait pas partie non plus, malgré la simplicité de sa technologie. Les lits bactériens à forte charge peuvent être adoptés, si le système de distribution fonctionne en permanence. De la même façon, les lits filtrants verticaux à macrophytes peuvent en faire partie si le chargement alterné des

lits filtrants est intégré dans le "processus de production" des eaux usées elles-mêmes.

Le choix du système de traitement dépend de la capacité de supervision sur le site. Si l'on s'en tient aux recommandations générales, on peut au mieux classer les différents systèmes de traitement. Mais bon nombre de paramètres dépendent des

conditions du site. Par exemple, même un filtre à gravier horizontal peut ne pas être efficace si la taille des grains ou la surface totale sont insuffisantes. Dans des situations où l'on doit s'attendre à peu, voire pas, d'entretien, seuls les lagunes, les fosses septiques ou les fosses septiques compartimentées valent l'investissement. Mais bien sûr, il peut être difficile pour l'ingénieur chargé des

travaux de dire au client qu'il ne pense pas qu'il sera à même d'assurer l'entretien.



Fig- 53:

Fossé d'oxydation en fonctionnement dans une usine de caoutchouc à Kérala (Inde) [photo: Sasse]

10 TRAITEMENT DES BOUES

10.1 Evacuation des boues

Tout processus de décomposition organique produit des boues. La quantité de boues produite par un traitement anaérobie est moins importante que celle produite au cours d'un traitement aérobie. Plus le traitement est efficace, et plus il produit de boues. Pour éviter d'engorger les digesteurs, les boues doivent être retirées à intervalles réguliers allant de 6 mois à 3 ans pour des fosses et 1 à 20 ans pour des lagunes. Les boues industrielles peuvent être évacuées tous les 1 à 7 jours seulement. Dans de tels cas, les boues ne sont pas stabilisées et doivent subir un traitement complémentaire dans un digesteur anaérobie ou un composteur. Des boues non entièrement stabilisées ne doivent pas être mises à sécher en plein air en raison des mauvaises odeurs et de la prolifération de mouches.

Les boues décantées issues d'eaux usées domestiques, ou provenant d'élevages, sont infestées d'oeufs et de kystes d'helminthes et doivent être manipulées avec toutes les précautions d'usage. D'un point de vue technique, on peut procéder à l'évacuation des boues des fosses septiques, compartimentées ou non et des filtres anaérobies, soit tout simplement avec des seaux, soit par pompage ou par pression hydraulique. Ce qui est important c'est de ne retirer que les boues les plus anciennes, et de laisser dans le réservoir les boues actives qui sont composées de bactéries vivantes. En utilisant des seaux, en plus du risque sanitaire évident, on risque de retirer les boues acti-

ves, en même temps que le reste, étant donné que les boues les plus anciennes se trouvent le plus au fond.

Avec une pompe, l'embout d'aspiration doit être enfoncé jusqu'au fond du réservoir de manière à atteindre les boues les plus anciennes. Ce qui sort de la pompe doit toujours être visible de manière à pouvoir contrôler la couleur et la consistance de ce qui est retiré. Quand l'effluent devient trop clair, il faut arrêter un moment de pomper pour laisser le temps aux boues digérées de se redéposer autour de l'embout. Les pompes rotatives à flux libre (vortex) sont les mieux adaptées à ce genre d'usage, car elles laissent passer le sable, les gravillons et de petites particules solides sans se bloquer.

Les boues déposées depuis un certain temps peuvent être plutôt "épaisses", du fait qu'elles se soient compactées sous l'effet de leur propre poids. Par conséquent, les tuyaux de soutirage des boues par pression hydraulique doivent avoir un diamètre adapté, en tout état de cause, pas inférieur à 100 mm, et si possible même 150 mm. Les pertes de charge hydraulique sont de l'ordre de 15 à 20 %. Pour un tuyau de 2,50 m de long, la sortie doit se situer entre 35 et 50 cm en dessous du niveau habituel de sortie de l'effluent. Il est conseillé d'équiper le tuyau d'évacuation des boues d'une vanne murale qui peut laisser une ouverture du diamètre complet. On peut aussi adapter des tuyaux flexibles à la partie supérieure du tuyau descendant. Ceci permet aux boues de s'écouler quand on abaisse la sortie flexible. Mais des tuyaux

d'un tel diamètre ne sont dans la pratique pas très flexibles, ce qui demande un raccord solide et durable entre la partie flexible et la partie rigide du tuyau. Les tuyaux flexibles d'évacuation des boues doivent être fermés et verrouillés quand ils ne sont pas en service et la poignée des vannes doit être retirée pour éviter toute manipulation par des enfants en quête d'un mauvais tour.



Fig. 54:
Tuyaux flexibles pour l'évacuation des boues. Celles-ci sont évacuées par pression hydraulique quand on abaisse le tuyau [photo-.Sasse]

10.2 Séchage des boues

Les boues contiennent 2 à 10 % de matière sèche. En d'autres termes, elles sont plutôt liquides et sont assez difficilement transportables. En plus, elles représentent un risque de contamination et leur stockage prend beaucoup de place. Il est donc conseillé de sécher les boues avant de les valoriser ou

de les mettre en décharge. Seules les boues correctement stabilisées - donc ne dégageant pas d'odeur - peuvent être séchées en plein air. Les boues de traitement anaérobies sont les plus faciles à sécher.

Il est préférable de sécher les boues à proximité immédiate de la station dont elles sont issues. Pour les eaux usées domestiques, ceci peut vouloir dire que les lits de séchage se trouvent à proximité de zones d'habitation. Ceci n'est pas un problème si les boues sont utilisées comme engrais sur des massifs de fleurs, parce qu'en fine couche, les boues se dessèchent immédiatement. La présence d'une odeur légèrement désagréable une fois par an semble acceptable dans la plupart des cas, de même qu'il ne faille pas surestimer le faible risque sanitaire, lié notamment à la présence ce jour-là d'un animal domestique dans les massifs. Pourtant le séchage des boues sur des lits de sable dans des zones résidentielles pose un problème dans la mesure où une épaisseur de boues de 20 cm, ce qui est ce que l'on peut raisonnablement escompter obtenir, mettrait plusieurs semaines avant de se dessécher. Cela dérangerait les enfants qui jouent dans le coin et déclencherait la colère des habitants qui souhaitent vivre dans un environnement propre. Il arrive donc que l'on soit obligé de transporter ces boues par camion-citerne vers une aire de séchage plus adaptée.

Le séchage en lui-même, sur des lits spécialement conçus, ne pose pas de problème en climat chaud et sec, mais risque de devenir plus problématique dans des régions à climat plus tempéré, avec des pluies fréquentes ou un taux d'humidité élevé. L'épaisseur de la couche de boues ne doit pas dépasser 20 cm, en sachant que l'on peut déverser sur le même lit 5 couches

[par an provenant de 5 stations différentes. Ceci signifie qu'1 m³ de boues nécessite environ 1 m² de surface de séchage. Mais que ce m³ de boues nécessite au moins 5 m² de surface de séchage s'il provient entièrement de la même station au même moment.

nappe phréatique. Les lits de séchage légèrement inclinés drainent mieux que les lits horizontaux. Ces lits de séchage doivent être recouverts d'un toit dans les régions à pluies fréquentes.



Fig. 55:
Lits de séchage des boues construits par l'Université de Chiang Mei et GTZ en Thaïlande [photo: Sasse]

Les lits de séchage sont composés d'une épaisseur d'environ 30 cm d'agrégats grossiers (> 50 mm de diamètre) ou de graviers, recouverte de 10 à 15 cm de sable grossier. La couche inférieure comprend des tuyaux de drainage. Le fond doit être étanche s'il y a le moindre risque de contamination de la

Section transversale d'un lit de séchage de boues

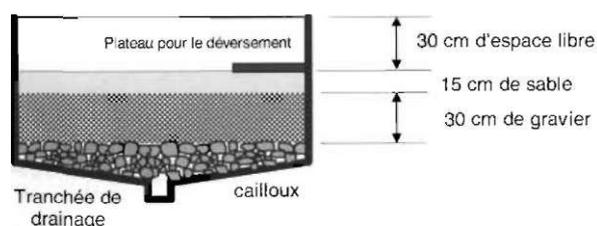


Fig. 56:
Section transversale d'un lit de séchage des boues.

10.3 Le compostage

Le compostage des boues est conseillé pour des raisons sanitaires, surtout pour les boues d'eaux usées d'origine domestique ou d'élevage. L'amélioration de la qualité des engrais peut être vue comme une activité

annexe, mais elle concerne à priori très peu le client. Dans le cahier des charges DEWATS, le problème est en premier lieu de savoir comment on peut se débarrasser des boues. Le compostage est une bonne méthode, parce que le compost non seulement comporte moins de risque sur le plan sanitaire, mais il est plus facile à manipuler pour des petits exploitants, car il peut être transporté par seau.

La quantité de compost que l'on peut récupérer par an à partir d'une production quotidienne de 20 m³ d'eaux usées domestiques tourne autour de 25 m³, qui se réduisent à 12,5 m³ après maturation. Ceci suffit à fertiliser moins d'un quart d'hectare, ce qui signifie que le compost obtenu à partir d'un système DEWATS de taille moyenne peut compléter, mais ne peut en aucun cas se substituer à d'autres formes d'engrais, même sur une petite exploita-

tion. Il n'empêche que le compost a une certaine valeur pour fertiliser et améliorer la structure d'un sol, et doit être considéré comme une ressource et non comme une nuisance.

Pour faire du compost, il faut de la terre ou de la matière organique sèche, comme de la paille, pour mélanger avec les boues de manière à obtenir un taux de MS de 50 %. Ce taux élevé de matière sèche est nécessaire pour avoir une consistance aérée permettant une bonne circulation de l'air, et l'humidité est nécessaire pour permettre aux bactéries aérobies de se développer.

Pour préparer un bon compost, on verse des boues liquides sur de la matière organique sèche disposée en plusieurs couches de 10 à 20 cm d'épaisseur. On couvre alors le tas avec de la terre. Le compost doit être retourné plusieurs fois pendant la phase de maturation de manière à mieux répartir les bactéries actives à l'intérieur du substrat, et d'apporter de l'oxygène aux couches les plus profondes. Une hausse de température est le signe le plus encourageant d'une décomposition aérobie. La température baisse à nouveau après la maturation, ce qui peut se produire au bout de 3 mois à un an sur une exploitation agricole.

Un tas de compost correctement construit; peut produire des températures jusqu'à 70° C. Cette température élevée sur une période de plusieurs semaines a un effet stérilisant vis-à-vis des agents pathogènes, y compris les helminthes et leurs oeufs. Il faut néanmoins prendre des précautions sur le plan sanitaire lors de la préparation du tas de compost.

Ce compost est nécessaire à certaines périodes de l'année sur une exploitation agricole. Il faut donc que l'évacuation des boues ait lieu avant, pour laisser le temps au compost de se faire. Un rythme annuel d'évacuation des boues est pratique pour l'agriculteur, mais pas forcément pour l'exploitant de station. Des intervalles plus longs entre les opérations de soutirage produisent des boues plus saines et seront donc conseillés d'un point de vue sanitaire. Mais il reste que l'exploitant de la station doit bien se soucier de trouver un débouché pour ses boues, et doit donc s'arranger directement avec l'agriculteur ou avec une entreprise de transport pour venir chercher les boues aux périodes adaptées.

Si le compostage n'est pas envisageable et que l'on doit utiliser les boues fraîches sur des terres agricoles, il faut que celles-ci soient versées dans des tranchées qui seront ensuite recouvertes par 25 cm de terre, au moins.

11 VALORISATION DES EAUX USEES ET DES BOUES

11.1 Les risques

Les risques, pour le sol, liés à l'utilisation des eaux usées en irrigation sont décrits au chapitre 6. Ne perdons pas de vue, toutefois, que les eaux usées fraîches ou ayant subi un pré-traitement, à condition d'être manipulées avec soin, représentent un agent fertilisant de valeur pour l'agriculture.

Les eaux usées ne sont jamais inoffensives

Les eaux usées ne sont jamais sûres d'un point de vue sanitaire. La seule méthode de prévention efficace consiste à les manipuler avec soin. L'agriculteur qui utilise ces eaux pour irriguer ses cultures doit tenir compte du risque qu'il fait courir non seulement à lui-même, mais aussi à toute personne susceptible de consommer les denrées qu'il produit. Il doit donc s'assurer au préalable que les eaux usées qu'il utilise conviennent aux cultures ou aux prairies qu'il a l'intention d'irriguer.

Les eaux usées fraîches, non traitées, d'origine domestique ou agricole contiennent plus d'un million de micro-organismes par ml, parmi lesquels des milliers sont des agents pathogènes, bactéries ou virus. On y trouve environ 1000 oeufs d'helminthes par litre. Les

statistiques épidémiologiques montrent que les infections par les helminthes (vers intestinaux) représentent le plus gros risque lié à l'irrigation par eaux usées. Le risque d'infection bactérienne vient ensuite, suivi par le risque d'infection virale, plus faible. Bien que le taux d'élimination des agents pathogènes lors d'un traitement anaérobie soit ordinairement supérieur à 95 %, beaucoup d'agents pathogènes persistent, même après traitement. Les effluents des lagunes d'oxydation présentent un risque moindre.

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) dans ses recommandations, donne un taux de 10.000 conformes fécaux par litre (1000/100 ml) et moins d'1 oeuf d'helminthe par litre, comme valeurs à ne pas dépasser pour une utilisation non restrictive d'eaux usées

Tableau 17:

Taux de survie des agents pathogènes

pathogènes	dans les boues et dans l'eau		dans le sol	sur les plantes
	10-15°C	20-30°C ¹⁾		
	< en jours	< en jours	< en jours	< en jours
virus	100	20	20	15
bactéries				
salmonelles	100	30	20	15
choléra	30	5	10	2
coli fécaux	150	50	20	15
protozoaires				
kystes d' amib.	30	15	10	2
vers				
oeufs d'ascari	700	360	180	30
oeufs de ténia	360	180	180	30

non exposés directement aux rayons du soleil

EAWAG

pour l'irrigation. Cette limite doit être strictement respectée, étant donné le risque élevé de transmission des parasites.

A ce sujet, il existe certaines règles et mécanismes simples à respecter. Les oeufs et les larves d'helminthes se déposent en même temps que les boues, dans lesquelles ils peuvent se maintenir en vie pendant plusieurs semaines. Ceci explique leur concentration élevée dans les boues. Mais les oeufs et les larves ne résistent pas à des températures élevées; c'est pourquoi il est bon de composter les boues avant de les utiliser en agriculture. L'épandage sur les champs et l'exposition au soleil qui en résulte est une autre façon de tuer ces organismes indésirables. Mais dans ce dernier cas, il y a une perte d'azote et une diminution de la valeur fertilisante de l'apport.

Les bactéries et les virus pathogènes ne sont guère affectés par un séjour dans un filtre anaérobie ou une fosse septique car ils ne séjournent que quelques heures dans le système d'épuration avant d'être rejetés avec l'effluent. Un traitement ultérieur dans une lagune de faible profondeur exposée aux rayons du soleil réduit considérablement le nombre de bactéries.

Les agriculteurs qui utilisent des eaux usées en irrigation ou des boues comme engrais sont exposés à des risques sanitaires permanents. Ces risques sont contrôlés dans les exploitations spécialisées dans l'utilisation de ces eaux usées ou dans l'horticulture commerciale, par l'application de certaines mesures de protection, telles que le port de bottes et de gants par le personnel et le transport des eaux usées dans un système de tuyauterie. Il est très peu probable que les mêmes mesures soient appliquées dans les exploitations agricoles à

petite échelle. Les plants sont soit arrosés individuellement avec des seaux ou irrigués par des systèmes de tranchées. Le flux d'eaux usées est généralement canalisé par de petites digues construites à mains ou à pieds nus, et dans ce cas, le contact direct avec les agents pathogènes est donc difficile à éviter.

Un bassin de stockage de faible profondeur dans lequel on laisse reposer l'eau pendant un jour ou deux avant utilisation peut aider à réduire le nombre d'agents pathogènes, mais ne réduirait pas de beaucoup le risque indirect de contamination. Il est de plus probable que les enfants du voisinage viendraient y jouer, les canards y pataugeraient et les animaux viendraient y

Tableau 18:

Recommandations de l'OMS concernant l'utilisation des eaux usées en agriculture

Recommandation de l'OMS pour l'utilisation des eaux usées en agriculture

catégorie	conditions de recyclage	traitement nécessaire
A	irrigation de plantes à consommer crues, terrains de sports, espaces verts	lagunes aérobies placées en série
B	irrigation de cultures céréalières, industrielles et de fourrages, de pâturages et d'arbres	temps de rétention de 10 jours dans des lagunes aérobie
C	irrigation localisées de cultures de catégorie B, sans contact avec la main d'œuvre ou le public	décantation primaire, au minimum

OMS 1989

boire. Une clôture serait un plus. Mais la meilleure mesure préventive reste sans doute un programme permanent et sans cesse renouvelé d'éducation à la santé pour rappeler aux usagers les dangers pour la santé et les précautions à prendre pour y échapper.

Les consommateurs de denrées produites sur des sols irrigués par des eaux usées, ainsi que les animaux qui pâturent sur de telles prairies sont aussi en danger. Etant donné que les bactéries sont tuées par une exposition à l'air de quelques heures, ou au plus de quelques jours, les eaux usées ne devraient pas servir à irriguer, pendant les deux semaines au moins précédant la récolte, des plantes qui se consomment crues (comme les salades, par exemple). L'Inde a pris des mesures pour interdire l'irrigation avec eaux usées de toute plante pouvant être consommée crue.

Etant donné que les bactéries et les virus survivent beaucoup plus longtemps lorsque les eaux usées pénètrent dans le sol, les productions de racines ou de tubercules, comme les carottes ou les pommes de terre, ne doivent pas être irriguées avec des eaux usées, à l'exception de celles destinées à produire des semences ou des plants.

11.2 Alimentation des nappes phréatiques

L'alimentation des nappes phréatiques est probablement le meilleur moyen de valoriser les eaux usées, spécialement depuis que leur niveau ne cesse de baisser à peu près partout. Les eaux usées proviennent de l'eau propre et l'eau propre tirée du puits provient d'une nappe phréatique. Tout développement durable est directement lié à la présence d'eau dans le sol. La recharge

de cette source de vie est en passe de devenir vitale pour la civilisation humaine. La question primordiale est de savoir jusqu'à quel point les eaux usées ont besoin d'être traitées avant de pouvoir être réinjectées dans le sol. Sur ce sujet, voir le chapitre 6.

11.3 Pisciculture

Les eaux usées contiennent des particules nutritives qui peuvent être utilisées directement par les algues, les plantes d'eau et les formes animales primitives, qui servent d'aliments pour les poissons. Mais ceux-ci ont aussi besoin d'oxygène sous forme d' O_2 pur dissout (4 mg/l pour les Carpidés, > 6 mg/l pour les Salmonidés). Etant donné que l'oxygène libre est utilisé pour dégrader la matière organique présente dans les eaux usées, il n'y en a pas suffisamment pour permettre aux poissons de survivre. C'est pourquoi il faut mélanger les eaux usées ayant subi un pré-traitement avec de l'eau propre provenant de lacs ou de rivières, faute de quoi il faudrait construire des lagunes suffisamment grandes pour que l'apport en oxygène par la surface soit supérieur à la demande en oxygène générée par la charge organique.

Dans des étangs de pisciculture, cette charge organique doit être inférieure à 5 g de $DBO_5/m^2 \cdot j$. avant dilution à 1 pour 5 avec de l'eau propre. Ceci revient à dire que s'il n'y a pas de possibilité de dilution, alors la charge organique ne doit pas dépasser 1 g de $DBO_5/m^2 \cdot j$.

Si possible, il devrait y avoir plusieurs points d'alimentation de manière à mieux répartir la charge organique à l'endroit où elle rencontre l'oxygène dissout. On a déjà dit que

les turbulences à la surface augmentaient la quantité d'oxygène dissout, et que les basses températures augmentaient la capacité de l'eau à stocker de l'oxygène dissout. Néanmoins, cela ne vaut pas vraiment la peine d'essayer d'augmenter la quantité d'oxygène dissout dans l'eau par des systèmes d'alimentation aux formes spéciales ou autres mesures similaires dans la mesure où, le déficit en oxygène ne pouvant être que très faible, l'augmentation de la quantité d'oxygène dissout ne sera pas énorme.

Le pH doit se situer autour de 7 - 8. La pisciculture n'est pas possible avec des eaux usées contenant, même de façon occasionnelle, des substances toxiques, ou polluées par des huiles minérales.

On ne doit pas mélanger les eaux usées et l'eau propre avant le bassin d'élevage, sans quoi les particules nutritives dans l'eau provoqueraient un développement important de mousses, d'algues et autres qui ne seraient pas consommées par les poissons. Pour démarrer un étang de pisciculture, le remplir tout d'abord d'eau propre, et ajouter les eaux usées par la suite.

Si l'on utilise un lac naturel comme unité de pisciculture sur eaux usées, il convient de savoir si le lac est considéré, d'un point de vue légal, comme faisant partie intégrante du système de traitement, ou s'il est considéré comme une partie de l'environnement dans lequel les effluents des eaux usées sont déchargés. En d'autres termes, il faut savoir clairement si les normes en matière de rejets s'appliquent aux eaux entrant dans le lac ou au point de déversement des eaux du lac.

Le type et l'état des poissons est un indicateur de la qualité de l'eau. Les Carpidés

survivent dans des eaux contenant relativement peu d'oxygène et sont le plus couramment utilisés dans les unités de pisciculture sur eaux usées. Le Tilapia est devenu le poisson-type des "Projets de développement Poisson" et se développe aussi très bien dans les bassins d'eaux usées. Les poissons de la famille des Tanches ont souvent du mal à survivre dans ces conditions car ils se nourrissent au fond et ont des problèmes avec les boues de digestion anaérobie. Il est conseillé de vider les bassins une fois par an pour retirer les boues ou au moins pour exposer les boues à l'oxygène en vue de les stabiliser.

Les lagunes de pisciculture ont normalement une turbidité plus importante, parce que les poissons remuent le fond et font remonter les particules de boues. Les Salmonidés survivent remarquablement bien, malgré la turbidité, si la quantité d'oxygène est suffisante. Néanmoins, nous tenons à préciser que le démarrage d'une installation de ce type demande plus d'informations sur les espèces, leur production et leur commercialisation, que celles contenues dans ce chapitre. Ces informations peuvent être obtenues auprès des délégations régionales des Départements de Pêche, qui doivent être consultées avant de prendre toute initiative en matière de pisciculture sur eaux usées.

Les bassins de pisciculture ont des temps de rétention de 3 à 10 jours et une profondeur de 0,5 à 0,8 m. La production nette de poisson tourne autour de 500 kg/ha (50 g/m²), la pisciculture municipale de la ville de Calcutta donne une production allant jusqu'à 900 à 1200 kg/ha. On peut aussi pratiquer ce type d'élevage dans des bassins de 2,5 à 3 m de profondeur, dans lesquels on élève différents types de

poissons à différentes profondeurs. Au Brésil, on fait état d'une production incroyable de 12.000 kg/ha et par an dans de tels bassins. Une concentration élevée de poissons produit plus de boues, ce qui réduit d'autant la quantité d'oxygène libre. La rentabilité d'une installation de pisciculture à partir d'eaux usées dépend du prix du marché du poisson et des coûts opérationnels des installations. Les alevins doivent être élevés à part, un poids vif de 350 g étant le minimum à partir duquel un poisson peut être lâché dans une lagune, car il devient alors trop lourd pour les oiseaux pêcheurs. Les pertes dues à ces oiseaux peuvent atteindre 50 % lorsque les lagunes de pisciculture se transforment en niche écologique favorable à leur prolifération.

Les poissons perdent leur goût de vase si on leur fait passer quelques jours dans de l'eau claire avant de les consommer. Ceci diminue aussi le risque de transfert d'agents pathogènes. Les pêcheurs qui assurent la récolte doivent être sensibilisés au fait qu'il existe un risque sanitaire, certes faible, mais un risque quand même, dû au mode d'élevage des poissons en eaux usées.

11.4 Irrigation

Les eaux usées épurées d'origine domestique ou communale sont parfaites pour irriguer les espaces verts et les parterres. L'irrigation a lieu d'ordinaire le soir ou tôt le matin pour que l'odeur légèrement désagréable de l'effluent anaérobie ne dérange personne. Il n'empêche que l'irrigation des jardins publics avec de tels effluents est souvent interdite par la loi.

Pour un taux d'irrigation de 2 m d'eau par an (20.000 m³/ha), ce qui est courant dans des zones semi-arides, même des eaux usées correctement épurées avec des concentrations aussi basses que 15 mg/l pour l'azote total et 3 mg/l pour le phosphore total apportent par l'irrigation 300 kg d'N et 60 kg de P, et ceci gratuitement; par la même occasion, on a économisé un volume équivalent d'eau provenant de la nappe phréatique. Et on n'économise pas que l'eau, mais aussi l'énergie pour la puiser. Dans des zones de forte pluviométrie, on irrigue moins et l'utilisation d'eaux usées seulement décantées serait mieux adaptée en matière de fertilisation. En utilisant 0,1 m par an (1.000 m³/ha) d'eaux usées en irrigation, ce sont 60 kg d'azote, 15 kg de phosphore et presque autant de potassium que l'on apporte par hectare. A noter toutefois que les eaux usées domestiques provenant de ménages modernes présentent des carences en potassium, auxquelles il conviendrait de remédier pour permettre une bonne assimilation de l'azote et du phosphore.

Tableau 19:
Valeur fertilisante de boues d'épuration

Type de nutriment	Fertilisation par boues d'épuration	
	Contenu moyen en nutriments 1000 kg de Boues épuration (10% MS) (g)	1000 kg de lisier de ferme (g)
N	5,5	17,5
P ₂ O ₅	17,5	17,5
K ₂ O	0,75	65
S (total)	12,5	25
MgO	30	15
Cu (total)	1,2	0,03
Zn (total)	1,5	0,15
Mn (total)	0,6	0,4
Mo (total)	0,01	0,001
B (total)	0,03	0,035

Mudrak / Kunst, pg. 162

Dans ce livre, il est question principalement d'eaux usées, il n'est donc pas possible de fournir suffisamment d'éléments concernant des questions générales ou spécifiques au sujet des modes de culture ou des besoins nutritionnels des différentes plantes. C'est à chaque agriculteur de mettre au point sa propre technique et ses propres moyens pour valoriser efficacement et en toute sécurité les eaux usées. L'agriculteur sur le terrain connaît les éléments nécessaires à chaque culture et un agronome sérieux est capable de lire les résultats des analyses d'eaux usées afin de savoir si leur composition en éléments nutritifs et sous forme de traces est adaptée à telle ou telle culture. Il pourra aussi déterminer à travers ces analyses s'il subsiste dans l'eau une quantité trop importantes d'éléments toxiques (on peut en soupçonner la présence quand la DCO est de beaucoup supérieure à la DBO). Il est conseillé de procéder à ces vérifications lorsqu'on utilise pour la première fois des eaux usées d'origine industrielle ou provenant d'hôpitaux. La personne responsable au niveau de la source des eaux usées est tenue d'informer les agriculteurs de la présence d'éléments toxiques ou de substances dangereuses dans les effluents, comme par exemple des éléments radioactifs en provenance de laboratoires radiologiques.

Des eaux salées à l'origine restent salées, même après un traitement intensif. Le cuivre et autre métaux, particulièrement les métaux lourds, s'accumulent dans les sols. L'irrigation sur une longue période avec de telles eaux rend le sol inutilisable pour toujours.

11.5 Recyclage pour les besoins industriels et domestiques

Les eaux usées contenant des agents pathogènes, c'est-à-dire provenant de sources domestiques, d'élevages ou d'abattoirs, ne devraient pas être recyclées et réutilisées, sauf pour l'irrigation. Les eaux usées contenant des matières organiques partiellement traitées (ce qui recouvre plus ou moins tous les effluents des systèmes DEWATS) ne devraient pas non plus être réutilisées pour des processus industriels ni dans les chasses d'eau dans les maisons. Dans les eaux usées que l'on recycle, il reste toujours des traces de substances organiques ou toxiques, qui finissent par s'accumuler. Le recyclage implique aussi des temps de rétention parfois élevés dans une enceinte fermée, ce qui pourrait faciliter un processus de fermentation anaérobie dans les tuyauteries et les cuves, et entraînerait des phénomènes de corrosion. Il existe aussi un risque théorique d'explosion de biogaz.

Pour arrêter toute fermentation, on peut ajouter soit de la chaux, mais ceci entraînerait des dépôts de calcaire dans le système, ou soit d'autres substances inhibantes mais ceci grèverait sérieusement le coût final de l'opération d'épuration. Pour ne citer qu'un exemple, même la première eau de lavage d'une usine de transformation de fruits ou de fabrication de chips contient déjà trop de matière organique pour pouvoir être recyclée sans y ajouter de la chaux pour arrêter la fermentation.

Les chances de pouvoir réutiliser une partie même de l'eau qui sert à un processus industriel sont faibles, particulièrement lorsque l'ingénieur chargé des eaux usées et celui chargé de la production ont une con-

naissance théorique limitée du problème. Il faut connaître la quantité de pollution, le degré d'épuration possible, ainsi que la demande en eau et le flux d'eaux usées pendant une certaine période sur la journée (ou sur la saison). Il peut aussi s'avérer nécessaire d'installer des bassins de stockage intermédiaire et donc des pompes supplémentaires. Le recyclage des eaux usées est une idée alléchante en matière de développement intégré, mais les problèmes inhérents à la réalisation font que l'on ne peut, de manière générale, promouvoir une telle pratique.

Par contre, le recyclage d'eaux usées d'origine industrielle qui ne sont que faiblement polluées ou polluées par des matières autres

qu'organiques, est une toute autre histoire. Par exemple, l'eau qui sort d'une presse dans une usine à savon peut tout à fait être utilisée pour fabriquer la pâte pour la prochaine série. Toutes les industries modernes qui consomment de l'eau ont réduit leur consommation de façon considérable ces dernières années. Dans la plupart des pays, et parmi eux l'Inde et la Chine, la consommation d'eau est rationnée dans beaucoup de processus industriels tels que les raffineries de sucre, les brasseries, les conserveries de fruits, etc. La meilleure solution est bien évidemment d'économiser l'eau, au lieu de chercher à recycler des eaux usées qui ont été produites inutilement.

12 VALORISATION DU BIOGAZ

12.1 Le biogaz

Tout système anaérobie produit du biogaz. Celui-ci contient de 55 à 75 % de méthane (CH₄), de 25 à 45 % de dioxyde de carbone (CO₂) et de l'H₂S, H₂ et NH₃ sous forme de traces. L'odeur désagréable faible mais typique du biogaz est due au sulfure d'hydrogène, qui après s'être transformé en H₂SO₄ est aussi responsable de la nature corrosive du biogaz. La composition relative du biogaz dépend de celle des eaux usées dont il est issu et du modèle de digesteur, c'est-à-dire du temps de rétention. Théoriquement la production de méthane avoisine les 350 litres par kg de DBO_{totale}. En pratique, cependant, la production de méthane devrait plutôt être donnée en kg réduction de DCO

Tableau 20:

Production potentielle de biogaz à partir d'une sélection de processus industriels

Production de biogaz dans les process industriels				
industrie	DCO par produit kg / to	Réduc de DCO %	prod. relative de gaz m ³ CH ₄ / kg DCO _n	methane %
Betterave	6-8	70-90	0,24-0,32	65-85
Amidon PdT	30-40	75-85	0,26-0,30	75-85
Amidon blé	100-120	80-95	0,28-0,33	55-65
Amidon maïs	8-17	80-90	0,28-0,32	65-75
melasse	180-250	60-75	0,21-0,26	60-70
distillerie- PdT	50-70	55-65	0,19-0,23	65-70
distillerie - blé	180-200	55-65	0,19-0,23	65-70
pectine		75-80	0,26-0,28	50-60
Transform. PdT	15-25	70-90	0,24-0,32	70-80
condiments	15-20	80-90	0,28-0,28	70-75
jus	2-6	70-85	0,24-0,30	70-80
Transform. lait	1-6	70-80	0,24-0,28	65-75
brasseries	5-10	70-85	0,24-0,33	75-85
abattoirs	5-10	75-90	0,26-0,32	80-85
cellulose	110-125	75-90	0,26-0,33	70-75
papier / carton	4-30	60-80	0,21-0,28	70-80

ATV, BDE.VKS

dont la valeur est plus proche de la réduction de DBO_{totale} que de celle de DBO₅ (cf. Fig. 14). On fait ainsi l'hypothèse que la digestion anaérobie entraîne une réduction de la part uniquement biodégradable de la DCO, celle impliquée dans la production de biogaz. En réalité, la quantité de biogaz récupérée est plus faible parce qu'une partie de celui-ci se dissout dans l'eau et ne peut pas être récupérée sous forme gazeuse. Il est courant aussi, en pratique de donner la production de biogaz en fonction de la quantité de matière sèche organique lorsque l'on a affaire à des substrats très concentrés et visqueux; on peut alors s'attendre à une production de 450 l de biogaz par kg de MS.

La valeur calorifique du méthane est de 35.8 MJ/m³ (9.94 kWh/m³). Celle du biogaz dépend de la quantité de méthane qu'il contient. L'hydrogène ne joue pratiquement aucun rôle. On considère grosso modo qu'i m³ de biogaz peut remplacer 5 kg de bois de feu ou 0,6 litres de fuel pour moteur diesel.

Le méthane détériore la couche d'ozone de l'atmosphère terrestre. Du point de vue de la protection de l'environnement, le méthane doit être brûlé pour le rendre inoffensif, les résidus de combustion étant simplement du CO₂ et de l'eau. Etant donné que le CO₂ ne provient pas d'une source fossile, il ne présente aucun danger pour l'atmosphère.

12.2 Utilisation

Le biogaz peut être utilisé dans des réchauds pour la cuisine ou dans des moteurs à explosion pour produire de l'énergie. L'utilisation du biogaz dépend de la régularité de sa production et de sa capacité à remplir un cahier des charges pour une utilisation spécifique. S'il ne peut pas être valorisé, le biogaz doit être évacué par des systèmes de ventilation adaptés. Il ne sert à rien de collecter, stocker et distribuer du biogaz s'il n'existe pas de réel besoin en la matière, car il ne serait de toutes façons pas utilisé.

Il n'est pas nécessaire d'enlever le CO_2 du biogaz avant son utilisation. Il est conseillé par contre d'enlever l' H_2S , s'il se trouve en quantité anormalement élevée, par contact avec un oxyde de fer. On fait passer le biogaz dans une conduite ou un baril contenant de l'oxyde de fer (des déchets de fer rouilles). L'oxygène réagit avec l'hydrogène pour donner de l'eau, en laissant le soufre et le fer (ou du sulfate de fer). On peut réutiliser les pièces en fer après les avoir exposées à l'air libre pour qu'elles rouillent à nouveau.

La quantité minimum de gaz requise pour un foyer, pour les besoins de cuisson, représente à peu près $2 \text{ m}^3/\text{j}$; en dessous de cette quantité, toute valorisation est impossible. Pour obtenir cette quantité minimum de gaz, il faut une production quotidienne d'environ 20 à 30 m^3 d'eaux usées domestiques. D'un point de vue économique, la valorisation du biogaz à partir d'eaux usées devient intéressante pour une charge minimale en DCO de 1500 mg/l et un flux journalier régulier de 20 m^3 . Pour plus de détails voir le chapitre 4.

La meilleure façon d'utiliser le biogaz, c'est de produire de la chaleur. Les brûleurs à biogaz sont d'un principe simple et peuvent être construits de façon artisanale à partir de brûleurs à GPL modifiés. Il existe beaucoup de champs d'application du biogaz: la cuisson dans les foyers et les cantines, le séchage et le chauffage dans des processus industriels, en sont quelques exemples. Le meilleur usage serait comme combustible pour le processus même qui produit les eaux usées.

On peut aussi utiliser le biogaz pour l'éclairage direct dans des lampes à gaz. Ceci n'est valable que dans les cas où il n'y a pas de connexion au réseau électrique, ou lorsque les coupures d'électricité sont suffisamment fréquentes pour justifier l'investissement. La lumière obtenue avec une lampe à biogaz ne peut pas concurrencer celle obtenue avec de l'électricité, que ce soit en qualité ou en confort.

Le biogaz peut être utilisé comme combustible dans des moteurs à explosion de type diesel ou essence. Etant donné que le point d'allumage du biogaz est assez élevé, il ne s'enflamme pas à la pression d'un moteur diesel normal. On doit donc utiliser environ 20% de carburant diesel, mélangé au biogaz, pour l'allumage. Les moteurs diesel sont les mieux adaptés car ils peuvent fonctionner au fuel lorsque l'approvisionnement en biogaz devient irrégulier. De plus, la vitesse relativement faible de la flamme issue du biogaz est mieux adaptée aux moteurs diesels à rotation lente qu'aux moteurs à essence. Le biogaz n'a pas le temps de se consumer entièrement dans un moteur qui tourne à plus de 2000 tours/mn.

Toute tentative de produire et de valoriser du biogaz pour des besoins stériles de

démonstration serait vouée à l'échec, à l'exception peut-être de modules éducatifs, utilisés comme outils de démonstration dans des établissements d'enseignement secondaire.

12.3 Récupération et stockage du biogaz

Le biogaz est produit dans les eaux usées et les boues de digestion, d'où il remonte à la surface sous forme de bulles. Le gaz doit être récupéré à la surface et stocké jusqu'à son utilisation. Même quand la production de gaz est régulière, l'accumulation de gaz valorisable est, elle, irrégulière. Les bulles de gaz entraînent des turbulences qui amorcent une décharge explosive de gaz par réaction en chaîne. Le fait de remuer le substrat, et particulièrement les boues, provoque le même résultat. En conséquence, la production de biogaz fluctue de plus ou moins 25 % d'un jour sur l'autre. Le volume de stockage de gaz doit tenir compte de cette fluctuation.

Le volume de gaz en stock varie en fonction de la production et du schéma de consommation du gaz. Avec des structures rigides, soit le volume du réservoir de stockage varie en même temps que le volume de gaz présent, soit c'est la pression qui augmente avec le volume de gaz. Dans des installations à dôme fixe, ou avec des matériaux souples comme des bâches plastiques, ce sont à la fois le volume et la pression qui fluctuent.

Il existe principalement deux systèmes rigides:

- le système à cloche flottante
- le système à dôme fixe

Il existe aussi deux systèmes en matériaux souples:

Q le ballon de gaz

- la tente à gaz au-dessus de l'eau

La **cloche flottante** (cf. **Fig. 29 C**) est constituée d'un réservoir flottant sur l'eau, avec l'ouverture tournée vers le bas. Le volume réel de stockage du gaz varie avec la quantité de gaz disponible et

le caisson s'élève au-dessus de l'eau quand le volume de gaz augmente. Le caisson est le



Fig. 57: Système à caisson flottant. Les caissons ont ici été enlevés pour être repeints, ce qui donne une vue du mur double assurant l'étanchéité par l'eau. Construit par LPTP et BORDA pour un abattoir à Java (Indonésie) [photo: Sasse]



Fig. 58:

Installation de production de biogaz à dôme fixe à partir de fumier de bovins, construite par CYSD et BORDA dans une ferme d'Orissa (Inde) [photo: Sasse]

plus souvent en acier. Pour résoudre les problèmes de corrosion, d'autres matériaux, comme le béton armé ou la fibre de verre ont été testés. De manière générale, seuls des ateliers très expérimentés dans ce genre de matériaux sont arrivés à des résultats satisfaisants. Dans la plupart des cas, on a des problèmes de fuites. La pression de gaz est créée par le poids du caisson (on divise le poids par la surface occupée pour calculer la pression). Ce système ne nécessite pas de valve de sécurité, étant donné que le gaz superflu s'échappe sous les bords du caisson lorsque celui-ci s'élève au-dessus d'une certaine limite.

Le système à **dôme fixe** (cf. **Fig. 29 A + B**) a été développé pour des digesteurs à biogaz en zones rurales pour pallier aux

inconvenients de la corrosion, tels qu'on les rencontre avec les caissons flottants. L'installation à dôme fixe fonctionne sur le principe du déplacement d'un substrat liquide sous l'action de la pression d'un gaz. La pression de gaz est créée par la différence de niveau d'un liquide entre l'intérieur et l'extérieur d'une enceinte fermée. Dans le cas de pression très élevée du gaz, la conduite de sortie fonctionne comme une valve de sécurité. Ainsi, le niveau inté-

rieur de la conduite de sortie doit être en dessus du niveau de l'entrée.

Dans les installations de production de biogaz à haut rendement par rapport au volume du substrat, une chambre de dilatation est nécessaire pour maintenir la pression de gaz pendant l'utilisation. Dans le cas d'eaux usées, où le volume d'eau est relativement élevé comparé au volume de gaz produit, une chambre de dilatation n'est peut-être pas nécessaire, parce que les eaux usées qui entrent compensent les pertes d'eaux usées expulsées par le gaz. C'est pour cette raison que la concordance de temps entre l'entrée du flux d'eaux usées et la consommation de gaz est si importante. Il est nécessaire d'avoir une chambre de dilatation dans les cas où il n'y a pas ou très peu d'entrée d'eaux usées au moment où une partie du gaz est consommée. Cette chambre n'est en revanche pas nécessaire lorsque le volume de gaz consommé à un certain moment est inférieur au flux d'entrée d'eaux usées au même moment.

La surface d'un bassin de traitement anaérobie est relativement grande comparée à la quantité de biogaz produit. Par conséquent, les fluctuations du niveau du liquide due à la variation du volume de gaz dans la partie supérieure du digesteur sont relativement faibles. Il n'empêche qu'elles peuvent avoir une influence sur la conception du bassin, et particulièrement le niveau des déflecteurs pour retenir les particules solides flottant à la surface.

Le biogaz est un produit final de décomposition et est composé, par là même, de molécules très petites qui peuvent passer par les plus petites fissures ou les trous les plus fins. Un réservoir de stockage de gaz doit être aussi étanche qu'une chambre à air de vélo, par exemple. La qualité usuelle de béton ou de maçonnerie n'est pas suffisamment étanche. Les briques sont poreuses et le béton a des fissures. Les briques et le béton doivent donc être soigneusement recouverts de plâtre, en plusieurs couches, et un additif spécial rajouté au mortier pour limiter les risques de fentes

de retrait. Le fait d'appliquer plusieurs couches de plâtre permet aux fentes d'une couche d'être recouvertes par la couche suivante, en espérant que les fentes ne se chevauchent pas d'une couche sur l'autre.

Une structure maintenue sous pression ne se fissure pas, la structure de stockage de gaz doit donc être maintenue le plus possible sous pression. C'est pourquoi on conseille de construire les digesteurs anaérobies avec des sommets voûtés, sur lesquels une épaisse couche de sol maintient une pression constante. Le plus souvent, les filtres anaérobies et les réacteurs compartimentés sont de forme rectangulaire. Etant donné qu'il est difficile et onéreux de rendre ces structures étanches au gaz, et que d'autre part, la production de gaz est la plus importante dans la première partie du digesteur, il paraît raisonnable de ne collecter le gaz que dans les premiers compartiments; les compartiments suivants doivent donc être ventilés séparément.

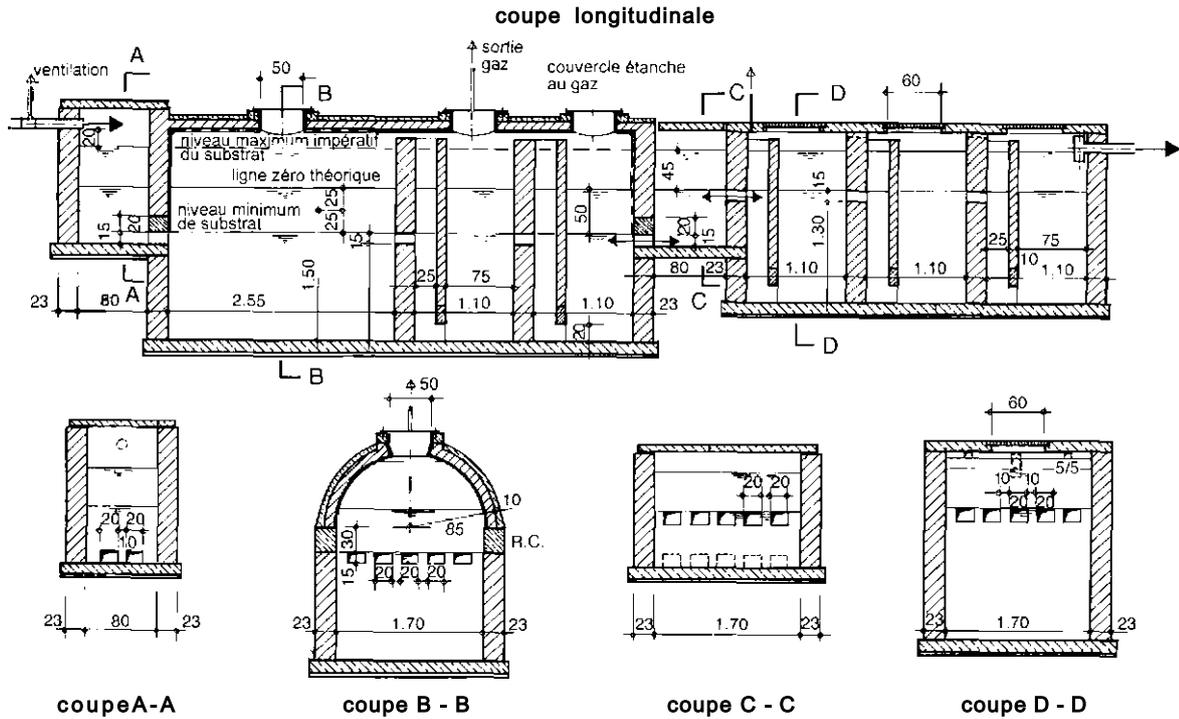
Les systèmes de **tentes** (cf. *Fig. 66*) sont utilisés surtout sur des lagunes anaérobies. Les **ballons** peuvent être reliés à n'importe quel bassin anaérobie. Les ballons et les tentes utilisent les mêmes matériaux. Ceux-ci doivent être étanches au gaz, résistants aux UV, flexibles et robustes. Le PVC ne convient pas. Les points faibles sont les soudures et plus spécifiquement les raccords entre le film et les tuyaux. Pour assurer l'étanchéité au gaz, les films des tentes sont fixés à la structure solide en dessous du niveau de l'eau. Ces films peuvent aussi être fixés à des structures solides qui flottent à la surface des eaux usées. Les ballons doivent reposer sur une couche de sable ou suspendus par des courroies ou un harnais. Il peut être nécessaire de les protéger contre les atta-

Tableau 21:

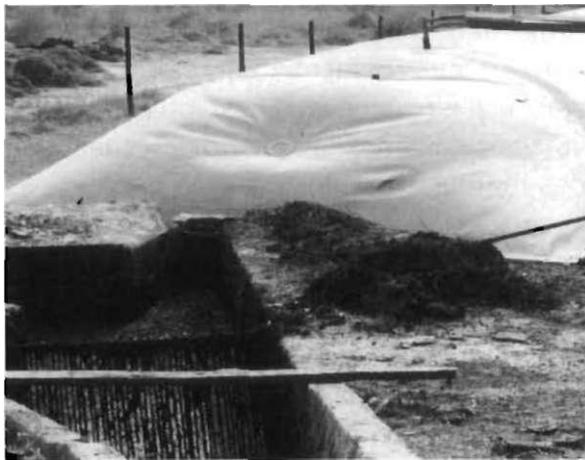
Recette pour un plâtre étanche au gaz. La méthode a été mise au point par CAMARTEC/GTZ à Arusha (Tanzanie) et a été utilisée avec succès depuis 1989 dans de nombreux pays.

Mélange typique pour plâtre étanche dans un digesteur à biogaz à dôme fixe	
1 ^{ère} couche	ciment - brossage à l'eau
2 ^{ème}	ciment plâtre 1 : 2,5
3 ^{ème}	ciment-brossage à l'eau
4 ^{ème}	ciment plâtre 1 : 2,5 avec additif d'étanchéité
5 ^{ème}	ciment - brossage à l'eau avec additif d'étanchéité
6 ^{ème}	ciment plâtre 1 : 2,5 avec additif d'étanchéité
7 ^{ème}	ciment-finition à l'eau avec additif d'étanchéité

CAMARTEC, BORDA

**Fig. 59-**

Fosse septique compartimentée avec récupération du biogaz. On ne récupère le biogaz que dans le décanteur et les deux premiers compartiments. Ils ont une structure arquée pour garantir leur étanchéité au gaz. Les réservoirs de stockage du biogaz sont séparés des trois derniers compartiments dans lesquels on ne collecte pas le biogaz. Ce schéma est basé sur un flux journalier d'eaux usées de 25 m³, avec 4000 mg/l de DCO et un volume de stockage de gaz de 8 m³.

**Fig. 60:**

Système de stockage de gaz en tente au dessus d'un bassin de lisier. Installation de collecte du biogaz construite par SODEPRA et GTZ dans un élevage bovin à Ferkessedougou (côte d'Ivoire) [Photo: Sassej

ques de rongeurs. La pression de gaz doit être contrôlée en permanence, de manière à éviter d'exercer une trop forte pression sur le matériau, spécialement au niveau des soudures. L'installation d'une valve de sécurité fonctionnant comme un joint d'eau sur la pression de gaz devrait résoudre ce problème.

Les systèmes de tentes et de ballons ne conviennent pas pour les installations domestiques, à moins d'être clôturés et mis à l'abri de jets de pierres et d'autres objets de la part des enfants du voisinage.

12.4 Système de distribution de biogaz

Dans les systèmes DEWATS on peut faire appel à la technologie classique d'installation de canalisations d'eau pour la distribution de biogaz. Néanmoins, il faut remplacer les robinets-vannes par des vannes à boisseau sphérique. Tous les constituants doivent être relativement résistants à la corrosion par l'acide sulfurique. Les joints des tuyaux en acier galvanisé doivent être rendus étanches avec du chanvre et de la graisse ou avec de la bande collante spéciale. Les joints de tuyaux en PVC doivent être collés, et la colle doit bien être étalée sur toute la circonférence du tuyau.

Le biogaz contient toujours une certaine quantité de vapeur d'eau, qui se condense en eau liquide lorsque le gaz refroidit. Cette eau doit être drainée, sans quoi elle risque de bloquer le flux de gaz. Des robinets de vidange ou des pièges à eau automatiques doivent être installés au point le plus bas de chaque canalisation pour éviter de bloquer le gaz. Les tuyaux doivent avoir une pente constante jusqu'au point de vidange; les tuyaux droits horizontaux ne doivent pas s'infléchir.

La pression de gaz diminue avec la longueur d'un tuyau, et plus encore avec un petit diamètre. Le diamètre des canalisations doit être d'autant plus grand que le lieu de consommation est éloigné. Les grandes distances ne posent généralement pas de problème, mais elles doivent être réduites au maximum pour des raisons économiques. Le fait de connecter un fourneau ou des lampes par un morceau de tuyau flexible à la canalisation de distribution principale présente l'avantage de pouvoir déplacer l'équipement sans débrancher le tuyau. Ceci permet aussi d'éliminer l'eau qui se condense.

Pour les installations à dôme fixe, un compteur de pression du gaz en U (manomètre) pourrait être installé à proximité du lieu de consommation, où il est difficile de voir la quantité de gaz disponible.

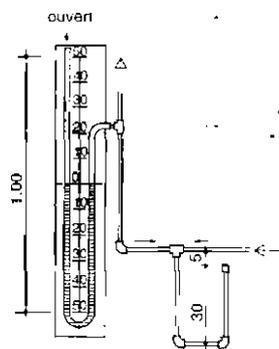


Fig. 61:

Jauge de pression faite de tuyaux transparents flexibles et piège à eau pour collecter la vapeur qui se condense dans les canalisations en raison des variations de température. L'eau doit être évacuée des pièges quand la flamme commence à vaciller.

12.5 Appareils à biogaz

En principe, le biogaz peut être utilisé comme n'importe quel autre carburant gazeux, par exemple pour faire tourner un réfrigérateur, un incubateur, ou un chauffe-eau. Il n'empêche qu'il est utilisé le plus souvent dans des lampes, des réchauds et des moteurs diesel.

Le biogaz a besoin d'une certaine quantité d'air pour brûler, en moyenne **5,7** m³ d'air pour faire brûler entièrement 1 m³ de gaz, ce qui représente un quart des besoins du GPL. C'est pourquoi les brûleurs à GPL ont de plus petits gicleurs; par conséquent, l'aspiration d'air est relativement plus grande que sur les brûleurs à biogaz. L'entrée d'air nécessaire à la combustion est régulée par la différence entre le diamètre du gicleur et celui du tuyau de

mélange. Pour des brûleurs ouverts, dont la source principale d'air se situe au niveau des gicleurs et dont la source secondaire se situe au niveau de la flamme, le rapport entre le diamètre du gicleur et le diamètre du tuyau de mélange se situe autour de $1/6$. Pour les lampes, où la source secondaire est plus faible, le rapport peut atteindre $1/8$.

Pour convertir des appareils GPL au biogaz, il faut agrandir les gicleurs, jusqu'à $1/6$ environ du diamètre du tuyau de mélange. Ce rapport reste le même quelle que soit la pression du gaz. Il n'y a pas besoin de modifier l'entrée d'air quand la pression du gaz varie. Néanmoins, la quantité d'air consommée augmente avec la proportion de méthane dans le biogaz. Mais la variation est trop faible pour être prise en compte. Etant donné que la vitesse de la flamme de biogaz est assez faible, une flamme de biogaz a tendance à s'éteindre quand la pression de gaz est trop forte. On conseille d'augmenter le nombre ou la taille des orifices au niveau de la flamme pour réduire la vitesse d'arrivée du gaz. On peut aussi réduire le débit en plaçant un obstacle au niveau de la flamme, comme par exemple, un pot placé sur le réchaud.

Il est plus difficile de réguler le mélange air-gaz dans des lampes à manchons, parce

que la partie la plus chaude de la flamme doit se situer directement au niveau du manchon pour que la particules minérales qu'il contient irradient de la lumière. Si la flamme brûle à l'intérieur du manchon, il se peut que la pression soit trop faible et que l'arrivée d'air principale soit trop importante. Si par contre, la flamme brûle à l'extérieur du manchon, alors c'est que l'arrivée d'air principale n'est pas assez importante et la pression trop forte. Etant donné que la composition du biogaz joue aussi un rôle, il n'est pas facile de donner des recommandations générales concernant l'adaptation des lampes. La seule solution consiste à tester soi-même.

Les moteurs diesel fonctionnent toujours avec un surplus d'air donc il n'y a pas de problème au niveau du mélange. Le gaz est envoyé dans le conduit d'alimentation en air après le filtre à air. Le mélange air-gaz se fait mieux lorsque l'injection de gaz est croisée. Les moteurs dual sont démarrés avec 100% de gazole; on ajoute progressivement le biogaz lorsque le moteur est chaud et en charge. On règle la quantité de biogaz manuellement, de façon empirique. Le moteur à des ratés quand la proportion de gaz est trop importante. Lorsque le moteur tourne bien, on le règle

comme un moteur diesel avec l'aide de l'accélérateur. Pour fabriquer 1 kWh d'électricité, il faut à peu près $1,5\text{ m}^3$ de biogaz et $0,14$ litres de gazole (source GTZ).

Principaux paramètres de dimensionnement des appareils à biogaz

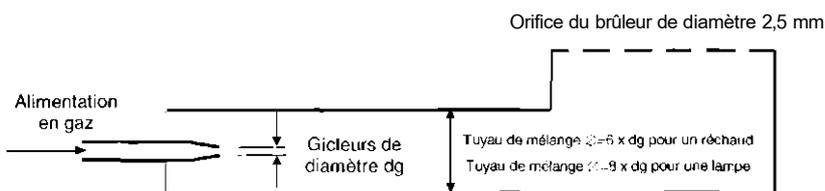


Fig. 62:

Caractéristiques des appareils à biogaz. Le rapport entre diamètre de gicleur et diamètre du tuyau de mélange est déterminant pour les performances et l'efficacité, quelle que soit la pression du gaz. D'autres paramètres, comme la longueur du tuyau de mélange sont moins importants et peuvent être déterminés de manière empirique, de même que le diamètre et le nombre d'orifices.

13 FEUILLES DE CALCUL INFORMATISEES

13.1 Feuilles de calcul informatisées

13.1.1 Utilité du calcul informatisé

Le but de ce chapitre est de permettre à tout ingénieur de produire ses propres tables de dimensionnement sur tout programme informatique avec lequel il (ou elle) est familiarisé. Le fait de produire ses propres tables devrait obliger un ingénieur à approfondir sa compréhension du mécanisme de conception des unités DEWATS.

Néanmoins, les courbes qui ont été utilisées comme base de calcul dans les formules utilisées dans les feuilles de calcul informatisées peuvent aussi intéresser ceux d'entre vous qui n'ont pas accès à un ordinateur (voir chapitre "Utilisation des formules informatisées sans ordinateur"). Etant donné que ces courbes permettent de visualiser les principales relations entre les différents paramètres, elles permettent de mieux comprendre les facteurs qui influent sur le processus de traitement. Il est à noter que les graphiques ont été élaborés à partir d'informations venant de diverses sources; c'est pourquoi les méthodes de calcul ne suivent pas toutes le même déroulement logique.

Les calculs par ordinateur peuvent être d'une grande utilité, surtout si les formules et les données de base sont correctes. A l'inverse, bien que cela en mette plein la vue, si l'on rentre des âneries, on ne récupérera que des âneries à la sortie. Ceci mis à part, en assumant que les données

que l'on entre soient correctes, la feuille de calcul informatisée donne un aperçu rapide de l'espace dont on a besoin pour construire la station et des performances de traitement que l'on peut espérer. Les feuilles de calcul informatisées prêtes à l'emploi sont particulièrement utiles pour les personnes qui ne conçoivent pas des systèmes DEWATS tous les jours et qui, sans ces feuilles, seraient obligés de revoir à chaque fois toute la théorie de dimensionnement des systèmes DEWATS avant de pouvoir en commencer la conception.

13.1.2. Risques en utilisant des formules simplifiées

Les formules que l'on trouve dans la feuille de calcul ont été conçues pour être utilisées par des personnes de terrain qui ne se préoccupent pas outre mesure de connaissances théoriques. Elles sont néanmoins fondées sur des bases scientifiques, en plus de l'expérience pratique.

Même si les formules étaient 100 % correctes, les résultats ne seraient pas 100% justes puisque les données de départ comportent un certain degré d'incertitude. Le degré de précision des formules en général est certainement supérieur au degré de précision des prélèvements et analyses des eaux usées. Il existe beaucoup de facteurs inconnus qui agissent sur l'efficacité du traitement et tout manuel "scientifique" ne

pourrait donner que des fourchettes de résultats. Ce manuel-ci, bien que basé sur des données "scientifiques", est fait pour des personnes sur le terrain qui sont confrontées au problème de construire de véritables installations. Ces personnes ne peuvent pas se permettre de dire à un maçon: "Faites-moi un bassin qui ait entre 4,90 m et 5,60 m de long", il est obligé de dire quelque chose comme: "Faites-moi un bassin de 5,35 m.". Les feuilles de calcul qui vont suivre ont été élaborées dans le même esprit. N'importe quelle personne qui utilise déjà des méthodes de calcul variables ne fait pas partie du public visé par ce manuel, et doit se sentir libre de modifier les formules et les courbes en fonction de son expérience et de ses capacités (à ce sujet, l'auteur serait redevable à quiconque lui apporterait des éléments pour améliorer les feuilles de calcul).

Etant donné que les formules représentent une version simplifiée de mécanismes naturels complexes, il y a un certain risque qu'elles ne donnent pas une image tout à fait exacte de la réalité. Néanmoins, le risque est nettement plus grand qu'il y ait des changements dans la réalité que l'on a supposée. Par exemple, l'agrandissement d'une usine qui se ferait sans un agrandissement correspondant de la station de traitement des eaux usées a plus d'impact que de prendre comme base de calcul une DBO de 350 mg/l, alors qu'elle n'est en réalité que de 300 mg/l.

- En ce qui concerne les erreurs que l'on peut commettre concernant l'accumulation des boues dans les fosses septiques, les lagunes de décantation, les fosses Imhoff et les digesteurs anaérobies, le plus gros risque que l'on court, c'est de devoir procéder à des curages plus fréquents.
- Pour les digesteurs anaérobies, une grave erreur de sous-dimensionnement pourrait entraîner un effondrement du processus biochimique, alors qu'un sur-dimensionnement impliquerait une augmentation des temps de maturation en début de processus.
- J Des performances médiocres des étapes primaires ou secondaires du processus de traitement pourrait être à l'origine d'un sur(ou sous) dimensionnement des installations de finition. Ceci veut dire des coûts d'investissement inutilement élevés, ou la nécessité de procéder à un agrandissement des installations de finition.
- Des lagunes anaérobies trop petites dégagent de mauvaises odeurs, mais des bassins sur-dimensionnés, même légèrement, ne développent pas assez de flottants pour former un couvercle et donc dégagent tout autant d'odeurs.
- Il n'y a pas de risque à sur-dimensionner des lagunes aérobies, mais si elles sont au contraire trop petites, elles ont tendance à dégager des odeurs. Bien que tous ces inconvénients ne soient pas souhaités, il est difficile de tous les éviter, même avec un programme de calcul des plus précis.
- Le plus gros risque est d'avoir des filtres qui se colmatent, que ce soit dans les digesteurs anaérobies ou les filtres à graviers. Mais la probabilité que le risque soit dû à un matériau filtrant de piètre qualité, à des erreurs dans les détails structurels, ou à des données erronées sur la composition des eaux usées est beaucoup plus importante que la probabilité que ce problème vienne d'une erreur de dimensionnement.

En règle générale, un léger sur-dimensionnement permet de réduire le risque d'avoir un processus de traitement instable ou des résultats de traitement médiocres.

13.1.3. Sur les feuilles de calcul

Les feuilles de calcul présentées dans ce manuel ont été mises au point sous Excel, version 5.0. On peut néanmoins utiliser tout autre programme de calcul. Veuillez noter que tous les calculs ont été effectués avec la version allemande du programme. Dans l'écriture des nombres, la virgule indique une décimale et le point est la marque des milliers. Par exemple 1.100,5 signifie "mille cent virgule cinq".

Il se peut qu'il existe de différences dans la syntaxe des formules, par exemple, 3^2 peut être écrit =EXP(3;2) ou 3^2 , de même la racine carrée de 9 peut être =RACINE(9) ou $9^{1/2}$, la racine cubique de 27 serait =EXP(27;1/3) ou $27^{1/3}$. Certains programmes de calcul peuvent n'accepter qu'une seule de ces alternatives.

Les feuilles de calcul font appel à des informations qui sont généralement connues des ingénieurs de développement dans le cadre des systèmes DEWATS. Par exemple, alors que la DBO et la DCO seront mesurées au début de la phase de conception, il est peu probable que la DBO soit contrôlée régulièrement par la suite. C'est pourquoi les calculs se basent sur la DCO ou bien les résultats des formules basées sur la DBO ont été re-formulés en fonction de la DCO, ou le contraire. Dans ce qui suit, le terme DBO signifie en réalité DBO₅.

Certaines des formules utilisées dans les feuilles de calcul sont basées sur des courbes, obtenues à partir de publications scien-

tifiques, de manuels et de la propre expérience de l'auteur et de ses collègues. Les formules définissent essentiellement des tendances. Par exemple, il est bien connu que l'efficacité d'un digesteur anaérobie augmente avec la réduction du ratio DCO/DBO. De telles courbes ont été transformées en une série de segments de droites pour permettre au lecteur de mieux comprendre les formules et si besoin est, d'ajuster les valeurs aux conditions locales. Le nombre de données à partir desquelles ces courbes ont été obtenues est parfois trop faible pour avoir une valeur statistique. Elles ont pourtant été utilisées et réajustées en fonction de l'expérience sur le terrain.

Les formules sont simples. Mise à part des opérations arithmétiques de base, elles ne font appel qu'à une seule fonction, la fonction "SI". On a, par exemple,

"si la température est inférieure à 20 °C, alors le temps de rétention est de 20 jours; sinon, il est de 15 jours dans les cas où la température est inférieure à 25 °C et dans les autres cas (c'est-à-dire si la température est supérieure à 25 °C.) le temps de rétention est de 10 jours."

En supposant que la température est donnée par la cellule F5 sur la feuille de calcul, la formule qui apparaîtra dans la cellule pour calculer le temps de rétention s'écrit:

= SI (F<20;20;SI(F<25;15;10))

La formule reste simple, de manière à ce que l'utilisateur puisse la modifier en fonction de son expérience acquise. Il se peut par exemple, que pour certains substrats, le temps de rétention doit être de 25 jours à 20 °C, 23 jours à 25 °C, et 20 jours au-delà de 25 °C, et que de surcroît on ajoute 10% de temps de rétention supplé-

mentaire par mesure de sécurité, la formule s'écrira alors:

$$=110\% \times \text{SI}(F5<20;25;\text{SI}(F5<25;23;20))$$

Les valeurs intermédiaires entre les nombres de jours donnés peuvent se calculer en utilisant une "règle de trois", les tableaux donnés par la suite en montrant de nombreux exemples. La pente d'une ligne droite est donnée par sa tangente et la hauteur d'un point donné est obtenu en multipliant la longueur par l'inverse de la pente, c'est-à-dire hauteur totale divisée par longueur totale (cf. **Fig. 63**).

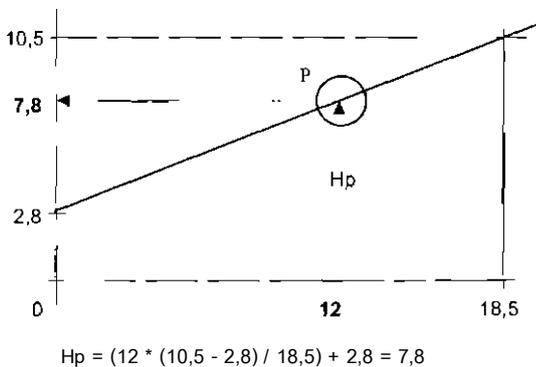


Fig. 63:
Représentation graphique de la "règle de trois"

Au cas où le lecteur ne serait pas familiarisé avec l'utilisation du tableur Excel, il peut, au lieu de modifier les formules, manipuler les résultats en entrant des données "modifiées". Par exemple, si les valeurs données par le tableur sont d'une manière générale inférieures ou supérieures à celles obtenues par expérience, on peut adapter le calcul du dimensionnement en entrant des valeurs de températures plus ou moins élevées que la réalité, ou des temps de rétention plus ou moins longs.

On peut aussi multiplier les volumes d'eaux usées ou la DCO par un facteur de sécurité avant de lancer le calcul. De toutes façons, toutes les cellules de la feuille de calcul doivent être verrouillées, mises à part celles en caractères gras.

Lorsque l'utilisateur prépare ses propres tables, les désignations des colonnes (A,B,C, D...) et des lignes (1,2,3,4,...) ne doivent pas apparaître telles quelles, parce que ceci changerait l'adresse des cellules dans les formules. De toute façon, les lignes et les colonnes sont matérialisées sur l'écran. En copiant les formules ci-dessous, le nom de la cellule avant le signe "=" ne devrait pas être écrit. Par exemple "E6=D5/E5" devra être écrit dans la cellule "=D5/E5".

Les nombres *en italique* sont généralement des valeurs guides qui donnent une indication sur les valeurs usuelles, ou bien indiquent des limites à respecter. Les nombres **en gras** sont ceux qui doivent être rentrés par l'opérateur, toutes les autres valeurs étant calculées.

Les colonnes intitulées "données" contiennent des informations qui représentent une réalité donnée, comme par exemple le volume d'eaux usées ou leur charge organique. Les colonnes intitulées "choix" contiennent des informations qui peuvent être modifiées de manière à optimiser la conception, par exemple le temps de rétention hydraulique ou les intervalles entre les opérations d'évacuation des boues. Toutes les autres cellules contiennent des formules et doivent être verrouillées, de manière à éviter d'en effacer par erreur. Les cellules intitulées "vérifier" ou "exiger" doivent être consultées pour voir si les informations données ou choisies sont compatibles avec le système tel qu'il a été choisi ou calculé.

13.1.4. Le Rapport DCO/DBO supposé

Le rapport DCO/DBO augmente au cours du traitement biologique parce que la DBO ne représente que la partie qui consomme de l'oxygène dans un processus biologique alors que la DCO représente l'ensemble des consommateurs d'oxygène présents. La DBO qui est abattue représente, en pourcentage, une plus faible part de la DCO que de la DBO. Le rapport DCO/DBO augmente plus quand le processus de décomposition est incomplet, et moins quand l'efficacité du traitement tend vers 100%,

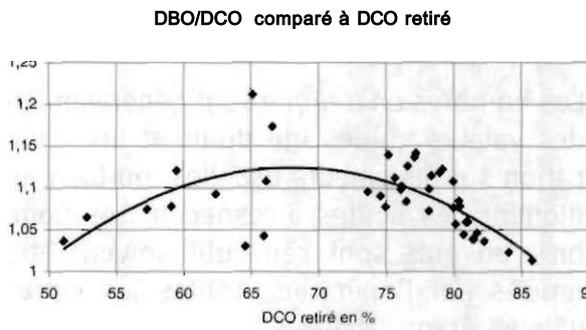


Fig. 64: Variations du rapport DCO/DBO pendant un traitement anaérobie. Les échantillons prélevés par SIITRAT proviennent de filtres anaérobies installés pour la plupart dans des écoles de la banlieue de Delhi (Inde).

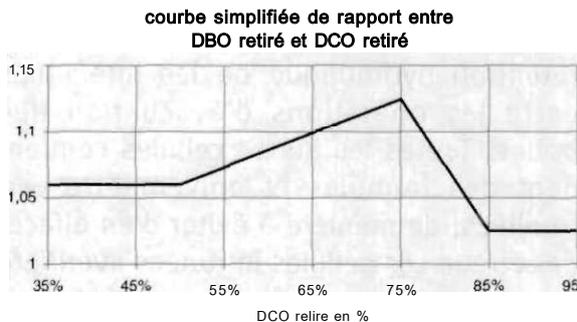


Fig. 65: Version simplifiée de la courbe donnée à la fig. 64, utilisée pour les formules des feuilles de calcul.

rapport DCO/DBOeffl. à DCO/DBOaffl. comparé à DCO/DBOaffl.

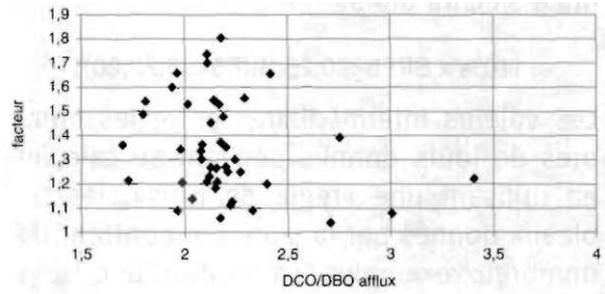


Fig.66: Variations du rapport DCO/DBO au cours du traitement anaérobie d'eaux usées domestiques. Les échantillons ont été prélevés par SIITRAT. Les quelques points représentant des échantillons avec un rapport DCO/DBO élevé (à droite du graphique) proviennent d'une station de traitement complémentaire et ne peuvent pas vraiment être comparés à la majorité des échantillons.

13.1.5 Quantité d'eaux usées produite par personne

Le **Tableau 22** permet de définir les eaux usées domestiques en fonction du nombre de personnes concernées et du volume d'eaux usées produit. La DBO et la consommation d'eau par personne varient beaucoup d'un endroit à un autre, et doivent donc faire l'objet d'investigations précises.

13.1.6 Fosse septique

Les fosses septiques sont de taille standard dans la plupart des pays. Pourtant, dans le cas des systèmes DEWATS, les eaux usées ne sont pas forcément des eaux usées domestiques normales. Le tableau va permettre de dimensionner la fosse septique.

Le débit et le nombre d'heures de pointe, ainsi que la charge polluante sont les données essentielles. A partir de celles-ci

Tableau 22:

Feuille de calcul pour la quantité d'eaux usées produites par personne

	A	B	C	D	E	F	G
1	Production d'eau usée par personne						
2	utilisateur	DBO ₅ par utilisateur	conso. d'eau par utilisateur	rapport DCO/DBO ₅	débit d'eau usée par jour	concentr. DBOs	concentr. DCO
3	donné	donné	donné	donné	calculé	calculé	approx.
4	nombre	g/jour	litres/jour	mg/l / mg/l	m ³ /jour	mg/l	mg/l
5	80	55	165	1,90	13,20	333	633
6	écart => 40 - 65 50-300						

Formules utilisées dans la feuille de calcul: "quantité d'eaux usées par personne"

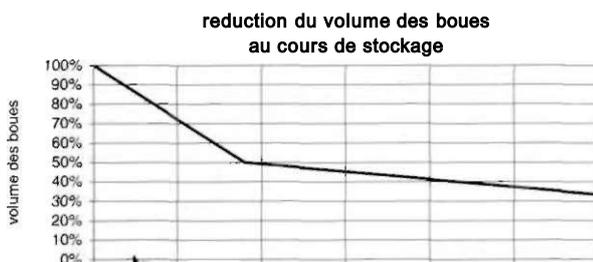
$$E5=A5*C5/1000$$

$$F5=A5*B5/E5$$

$$G5=D5*F5$$

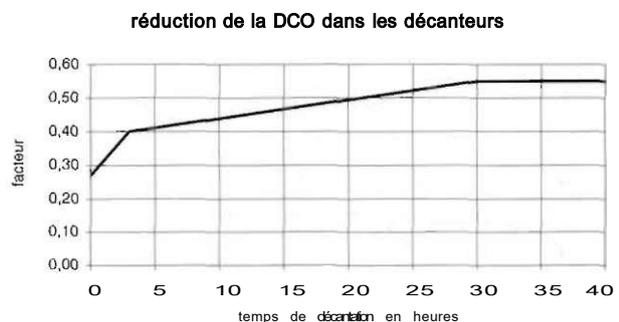
les "paramètres d'entrée" sont la fréquence des vidanges et le TRH, le premier parce qu'il détermine le volume du digesteur dans lequel s'accumulent les boues et le second parce qu'il agit de même pour le volume du liquide.

Pour tenir compte du fait que les boues se tassent au cours du temps, les formules dans les feuilles de calcul sont basées sur le graphique donné à la **Fig. 67**.

**Fig. 67:**

Réduction du volume des boues au cours du stockage

Le taux de réduction de la DCO dans les décanteurs et les fosses septiques dépend en grande partie de la quantité de matières décantables, de leur teneur en DCO et de l'intensité de l'inoculation du flux entrant. Le contact entre le substrat entrant frais et les boues actives est presque nul dans les fosses Imhoff, alors qu'il est particulièrement intime dans les lagunes de décantation à alimentation en profondeur. Ceci a été pris en compte dans la formule en divisant le paramètre "MES décantables par DCO" par un facteur empirique de 0,50 - 0,60. La tendance générale est illustrée sur le graphique de la **Fig. 68**.

**Fig. 68:**

Taux de réduction de la DCO dans les bassins de décantation

Formules utilisées dans la feuille de calcul:
"Fosse septique"

$$C5=A5/B5$$

$$H5=G5/0,6*SI(F5<1;F5*0,3;SI(F5<3;(F5-1)*0,1/2+0,3;SI(F5<30;(F5-3)*0,15/27+0,4;0,55)))$$

La formule se réfère à la Fig. 68. Le coefficient 0,6 a été déterminé de façon empirique.

$$I5=(1-H5)*D5$$

$$J5=(1-H5*J6)*E5$$

$$E6=D5/E5$$

$$J6=SI(H5<0,5;1,06;SI(H5<0,75;(H5-0,5)*0,065/0,25+1,06;SI(H5<0,85;1,125-(H5-0,75)*0,1/0,1;1,025)))$$

La formule se réfère à la Fig. 65.

$$D11=2/3*H11/B11/C11$$

$$F11=D11/2$$

$$H11=SI(H12*(E5-J5)/$$

$$1000*A11*30*A5+C5*F5<2*A5*F5/24;2*A5*F5/24;H12*(E5-J5)/1000*A11*30*A5$$

$$+C5*F5)+0,2*B11*E11$$

La formule tient compte du fait que le volume des boues ne doit pas dépasser la moitié du volume total.

$$I11=(E11+G11)*C11*B11$$

$$J11=(D5-I5)*A5*0,35/1000/0,7*0,5$$

La réduction d'1 kg de la DCO entraîne la production de 350 litres de méthane.

$$H12=0,005*SI(A11<36;1-$$

$$A11*0,014;SI(A11<120;0,5-(A11-36)*0,002;1/3))$$

La formule se réfère à la Fig. 67.

Tableau 23:

Feuille de calcul pour dimensionner une fosse septique

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	
1	Feuille de calcul pour fosse septique, données et résultats										
2	débit journalier d'eau usée	heure de pointe débit d'eau usée	débit max heure de pointe	DCO entrante	DBOg entrante	TRH dans la cuve	ratio DCO/MES décant.	réduction de DCO	DCO en sortie	DBO5 en sortie	
3	donné	donné	calculé	donné	donné	choisi	donné	calculé	calculé	calculé	
4	rrrVjour	h	rrP/b	mg/l	mg/l	h	mg/l / mg/l	%	mg/l	mg/l	
5	13,0	12	1,08	633	333	18	0,42	35%	411	209	
6	DCO/DBO->			1,90	12-24 h	0.35-0,45 domestique		DBOres. ->	1,06		
7	dimensions de fosse septique										
8	intervalle entre vidanges	largeur intérieure de fosse septique	prof. min. de l'eau au point de sortie	longueur intérieure de premier compartiment		longueur de second compartiment		volume y compris boues	volume réel de fosse septique	biogaz 70% Cri; 50% dissous	
9	choisi	choisi	choisi	requis	choisi	requis	choisi	requis	vérifier	calculé	
10	mois	m	m	m	m	m	m	m ³	m ³	rrrVjour	
11	12	2,50	2,00	3,13	3,10	1,56	1,55	23,46	23,25	0,72	
12	boues l/g red. DBO								0,0042		

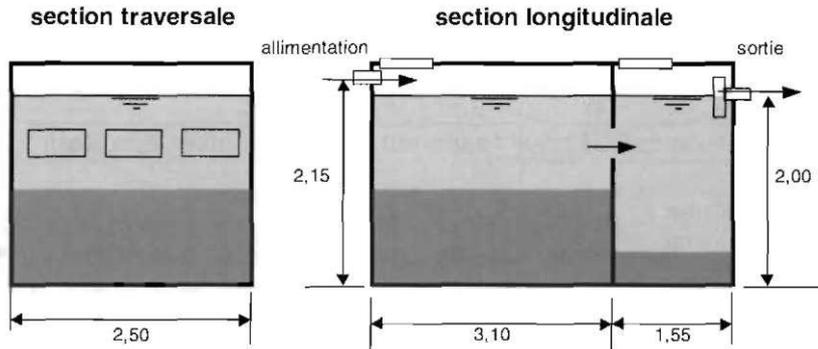


Fig. 69:
Illustration d'une feuille de calcul pour le dimensionnement d'une fosse septique

13.1.7 Fosse Imhoff

A part le fait que la décantation se fait mieux dans une fosse Imhoff, les caractéristiques du traitement sont comparables à celles de tout décanteur. Néanmoins, si l'on veut que les eaux usées restent "fraîches", elles ne doivent pas entrer en contact avec des boues actives. Donc la diminution de DBO dans le liquide est proche de zéro. Parce qu'il y a en revanche décantation, la réduction de DCO et de DBO sont du même ordre, et est donnée par le coefficient 0,50 de la cellule H5.

Les données de base sont le débit, le nombre d'heures de pointe et la charge polluante. A partir de ces éléments, les "paramètres d'entrée" sont les mêmes que pour la fosse septique - TRH et fréquence des vidanges.

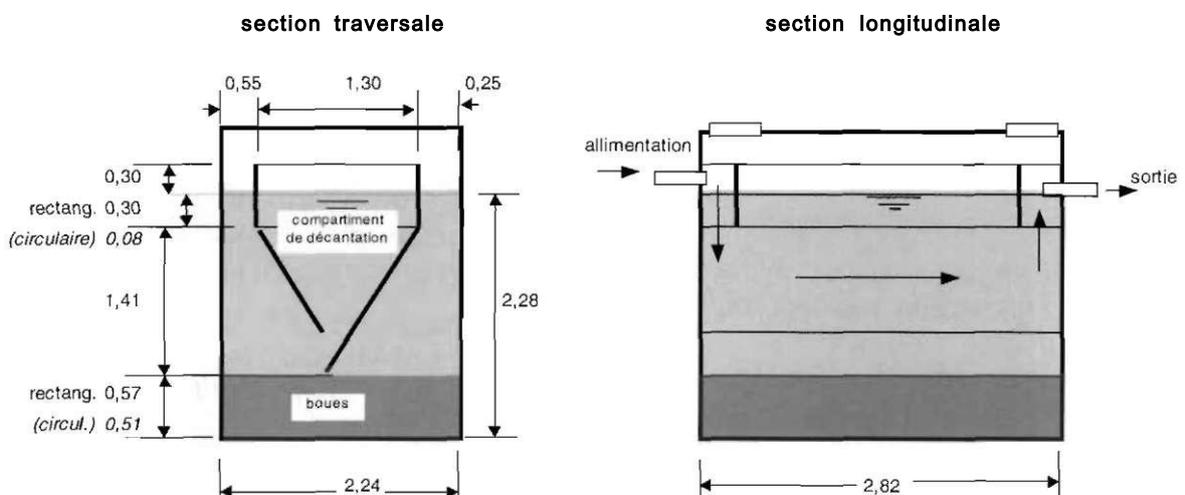


Fig. 70:
Illustration d'une feuille de calcul de dimensionnement d'une fosse Imhoff

Tableau 24:

Feuille de calcul pour dimensionner une fosse Imhoff.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	Feuille de calcul pour fosse Imhoff, données et résultats									
2	débit journalier d'eau usée	heure de pointe débit d'eau usée	débit max. heure de pointe	DCO entrante	DBO5 entrante	TRH dans la cuve	ratio DCO/MES décant.	réduction de DCO	DCO en sortie	DFJO5 en sortie
3	donné	donné	calculé	donné	donné	choisi	donné	calculé	calculé	calculé
4	m3/jour	h	m3/h	mg/l	mg/l	h	mg/l / mg/l	%	mg/l	mg/l
5	25,00	12	2,08	633	333	1,50	0,42	27%	460	237
6	DCO/DBO ₅ ->				1,90	domestique: 0,35-0,45			DCO/DBO ₅	1,06
7	dimensions de fosse Imhoff									
8	intervalle entre vidanges	volume de l'entonnoir	volume de boues	largeur intérieure de l'entonnoir	espace autour de l'entonnoir	largeur intérieure totale de fosse Imhoff	longueur intérieure de fosse Imhoff	hauteur de boues	prof, totale en sortie	biogaz 70% Cri 50% dissous
9	choisi	calculé	calculé	choisi	choisi	calculé	calculé	calculé	calculé	calculé
10	mois	m ³	m ³	m	m	m	m	m	m	m3/d
11	12	3,13	3,61	1,30	0,55	2,24	2,82	0,57	2,28	1,08
12	boues l/g red.DBO		0,0042							

Formules de la feuille de calcul "Fosse Imhoff"

$$C5=A5/B5$$

$$H5=G5/0,5*SI(F5<1;F5*0,3;SI(F5<3;(F5-1)*0,1/2+0,3;SI(F5<30;(F5-3)*0,15/27+0,4;0,55)))$$

La formule se réfère à la Fig. 68. Le coefficient 0,5 a été déterminé de façon empirique.

$$I5=(1-H5)*D5$$

$$J5=(1-H5\setminus J6)*E5$$

$$E6=D5/E5$$

$$J6=SI(H5<0,5;1,06;SI(H5<0,75;(H5-0,5)*0,065/0,25+1,06;SI(H5<0,85;1,125-(H5-0,75)*0,1/0,1;1,025)))$$

La formule se réfère à la Fig. 65.

$$B11=C5*F5$$

$$C11=A5*30*A11*C12*(E5-J5)/1000$$

$$F11=D11+E11+0,25+2*0,07$$

Toute formule de dimension se réfère à la description de la fosse Imhoff donnée par la Fig.70

$$G11=B11/(0,3*D11+(D11*D11*0,85/2))$$

$$H11=C11/F11/G11$$

$$M1=H11+0,85*D11+0,3+0,3$$

$$J11=(D5-I5)*A5*0,35/1000/0,7*0,5$$

La réduction d'i kg de la DCO entraîne la production de 350 litres de méthane.

$$C12=0,005*SI(A11<36;1-A11*0,014;SI(A11<120;0,5-(A11-36)*0,002;1/3))$$

La formule se réfère à la Fig. 67.

13.1.8 Filtre anaérobie

Les données de base concernent le débit et la charge polluante. A partir de ces éléments, le "paramètre d'entrée" pour un filtre anaérobie est le temps de rétention hydraulique. Les performances d'un filtre anaérobie sont visualisées par la courbe montrant la relation entre TRH et le pourcentage de réduction de DCO. La courbe (Fig. 71) est basée sur une DCO de 1500 mg/l et une température de 25°C. Ces valeurs sont ensuite pondérées en fonction de la température (Fig. 72), de la charge des eaux usées (Fig. 73) et de la surface spécifique du filtre (Fig. 74); ces variables sont montrées dans les courbes ci-dessous.

Le volume de vides à l'intérieur du matériau filtrant a un impact sur le volume du digesteur nécessaire pour atteindre le temps de rétention requis. Un gravier comprend environ 35 % de vide alors que des éléments en plastique spécialement conçus peuvent en contenir jusqu'à 90%. Lorsque la hauteur du filtre augmente, la hauteur totale d'eau augmente aussi, mais l'impact de la hauteur supplémentaire sur le TRH est moindre pour le gravier que pour les éléments en plastique. Lorsque la hauteur du filtre reste la même, la distance du fond du filtre au fond du digesteur doit être augmentée.

filtre anaérobie: DCO retiré en fonction du TRH, DCOentrée 1500 mg/t; 25°C

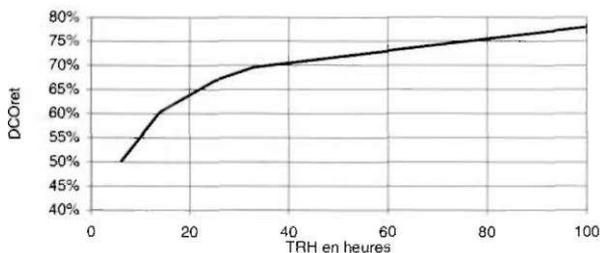


Fig. 71: Réduction de la DCO en fonction du TRH dans un Filtre anaérobie

Filtre anaérobie: DCO retiré en fonction de la température

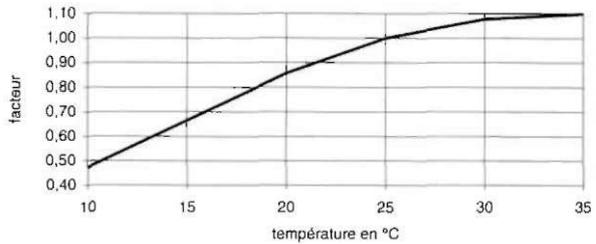


Fig. 72: Réduction de la DCO en fonction de la température dans un filtre anaérobie

Filtre anaérobie: DCO retiré en fonction de la charge polluante

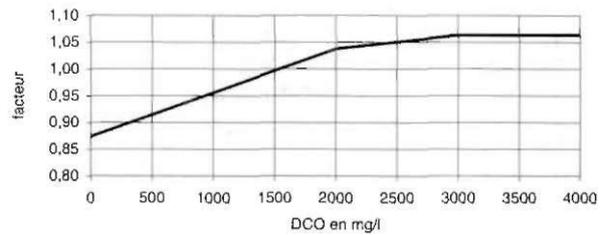


Fig- 73- Réduction de la DCO en fonction de la charge polluante des eaux usées dans un filtre anaérobie

filtre anaérobie: DCO retiré en fonction de la surface du filtre

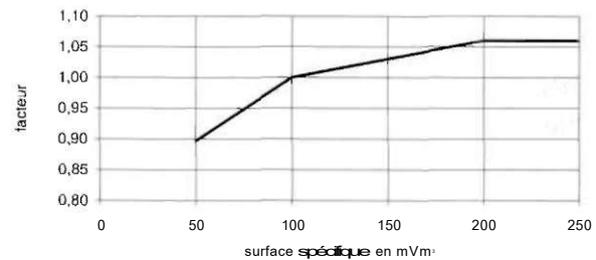


Fig- 74: Réduction de la DCO en fonction de la surface du filtre dans un filtre anaérobie

Tableau 25:

Feuille de calcul pour dimensionner un filtre anaérobie

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
1	Feuille de calcul pour filtre anaérobie (FA) avec fosse septique intégrée (FS)											
2	débit journalier d'eau usée	heure de pointe débit d'eau usée	débit max heure de pointe	DCO entrée	DBO5 entrée	ratio MES décant./ DCO	temp. Inf. de digesteur	TRH dans la fosse septique	intervalle entre vidanges	réduction de DCO dans la fosse	réduction de DBO5 dans la fosse	facteur de réduction DBO/ DCO
3	donné	donné	calculé	donné	donné	choisi	donné	choisi	choisi	calculé	calculé	calculé
4	rrf/jour	h	mVh	mg/l	mg/l	mg/l / mg/l	°C	h	mois	%	%	ratio
5	25,00	12	2,08	633	333	0,42	25	2	36	25%	26%	1,06
6	DCO/DBO ₅ = ->1,90			0,35-0,45 (domestique)		2h						
7	données de traitement											
8	DCO entrante dans FA	DBO5 entrante dans FA	surface spécifique du matériau filtrant	vides dans le matériau filtrant	TRH dans FA	facteurs pour calcul du taux de réduction de DCO dans FA			réduction de DCO (FA seulement)	DCO en sortie de FA	réduction de DCO pour ensemble (FA + FS)	
9	calculé	calculé	donné	donné	choisi	déterminé d'après graphique			calculé	calculé	calculé	
10	mg/l	mg/l	m ² /m ³	%	h	f-temp	f-charge	f-surface	f-TRH	%	mg/l	%
11	478	247	100	35%	30	1,00	0,91	1,00	69%	70%	142	78%
12	80 -120		30-45		24 - 48 h							
13	dimensions de fosse septique											
14	facteur de red. DBO/ DCO	réduction de DBO ₅ pour ensemble (FA + FS)	DBO5 en sortie de FA	largeur intérieure de fosse septique	prof. min. d'eau au point d'entrée	longueur Intérieure de premier compartiment	longueur de second compartiment		boues accumul.	volume y compris boues	volume réel de fosse septique	
15	calculé	calculé	calculé	choisi	choisi	calculé	choisi	calculé	choisi	calculé	calculé	
16	ratio	%	mg/l	m	m	m	m	m	m	l/kg DBO	m ³	m ³
17	1,10	85%	49	1,75	2,25	1,69	1,0	0,85	0,85	0,00	10,00	10,04
18	boues 1/g red. DBO											
19	dimensions du filtre anaérobie						production de biogaz			verifier !		
20	volume des compart. filtre	prof. des compart. filtre	longueur de chaque compart.	nombre de compart. filtre	largeur des compart. filtre	espace sous dalles perforées	hauteur filtre (niv. sup. 40 cm sous niv. d'eau)	dans fosse septique	dans filtre anaérobie	total	charge org. sur vol. filtre DCO	vitesse max flux remontant dans vides filtre
21	calculé	choisi	calculé	choisi	requis	choisi	calculé	présumé: 70% CH ₄ ; 50% dissous			calculé	calculé
22	m ³	m	m	No.	m	m	m	m ³ /j	m ³ /j	m ³ /j	kg/m ³ *j	m/h
23	31,25	2,25	2,25	3	2,69	0,60	1,20	0,97	2,10	3,07	1,57	0,98
24	au maximum									<4,5	<2,0	

Formules de la feuille de calcul "Filtre anaérobie"

C5=A5/B5

$$J5 = F5/0,6 * SI(H5 < 1; H5 * 0,3; SI(H5 < 3; (H5 - 1) * 0,1 / 2 + 0,3; SI(H5 < 30; (H5 - 3) * 0,15 / 27 + 0,4; 0,55)))$$

La formule se réfère à la Fig. 68. Le coefficient 0,6 a été déterminé de façon empirique.

K5=L5*J5

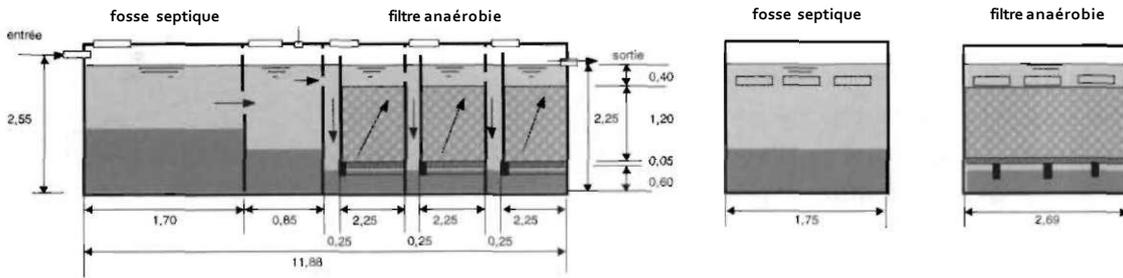
$$L5 = SI(J5 < 0,5; 1,06; SI(J5 < 0,75; (J5 - 0,5) * 0,065 / 0,25 + 1,06; SI(J5 < 0,85; 1,125 - (J5 - 0,75) * 0,1 / 0,1; 1,025)))$$

La formule se réfère à la Fig. 65.

D6=D5/E5

A11=D5*(1-J5)

B11=E5*(1-K5)



F2- 75-

Illustration d'une feuille de calcul pour le dimensionnement d'un filtre anaérobie

$F11 = SI(G5 < 20; (G5 - 10) * 0,39 / 20 + 0,47; SI(G5 < 25; (G5 - 20) * 0,14 / 5 + 0,86; SI(G5 < 30; (G5 - 25) * 0,08 / 5 + 1; 1,1))$
 La formule se réfère à la Fig. 72.

$G11 = SI(A11 < 2000; A11 * 0,17 / 2000 + 0,87; SI(A11 < 3000; (A11 - 2000) * 0,02 / 1000 + 1,04; 1,06))$
 La formule se réfère à la Fig. 73.

$H11 = SI(C11 < 100; (C11 - 50) * 0,1 / 50 + 0,9; SI(C11 < 200; (C11 - 100) * 0,06 / 100 + 1; 1,06))$
 La formule se réfère à la Fig. 74.

$I11 = SI(E11 < 12; E11 * 0,16 / 12 + 0,44; SI(E11 < 24; (E11 - 12) * 0,07 / 12 + 0,6; SI(E11 < 33; (E11 - 24) * 0,03 / 9 + 0,67; SI(E11 < 100; (E11 - 33) * 0,09 / 67 + 0,7; 0,78)))$
 La formule se réfère à la Fig. 71.

$J11 = SI(F11 * G11 * H11 * I11 * (1 + (D23 * 0,04)) < 0,98; F11 * G11 * H11 * I11 * (1 + (D23 * 0,04)); 0,98)$
 La formule tient compte de l'augmentation de l'efficacité du traitement quand on augmente le nombre de compartiments, mais limite toutefois celle-ci à 98%.

$K11 = A11 * (1 - J11)$
 $L11 = (1 - K11 / D5)$

$A17 = SI(L11 < 0,5; 1,06; SI(L11 < 0,75; (L11 - 0,5) * 0,065 / 0,25 + 1,06; SI(L11 < 0,85; 1,125 - (L11 - 0,75) * 0,1 / 0,1; 1,025)))$
 La formule se réfère à la Fig. 65.

$B17 = L11 * A17$

$C17 = (1 - B17) * E5$

$F17 = 2/3 * K17 / D17 / E17$

$H17 = F17 / 2$

$J17 = 0,005 * SI(I5 < 36; 1 - I5 * 0,014; SI(I5 < 120; 0,5 - (I5 - 36) * 0,002; 1/3))$
 La formule se réfère à la Fig. 67.

$K17 = SI(OR(K5 > 0; J5 > 0); SI(J17 * (E5 - B11) / 1000 * I5 * 30 * A5 + H5 * C5 < 2 * H5 * C5; 2 * H5 * C5, J17 * (E5 - B11) / 1000 * I5 * 30 * A5 + H5 * C5); 0)$
 La formule tient compte du fait que le volume des boues ne doit pas dépasser la moitié du volume total et autorise que l'on se passe de décanteur.

$L17 = (G17 + I17) * E17 * D17$

$A23 = E11 * A5 / 24$

$C23 = B23$

$E23 = A23 / D23 / ((B23 * 0,25) + (C23 * (B23 - G23 * (1 - D11))))$

$G23 = B23 - F23 - 0,4 - 0,05$

$H23 = (D5 - A11) * A5 * 0,35 / 1000 / 0,7 * 0,5$

La réduction d'i kg de la DCO entraîne la production de 350 litres de méthane.

$I23 = (A11 - K11) * A5 * 0,35 / 1000 / 0,7 * 0,5$

La réduction d'i kg de la DCO entraîne la production de 350 litres de méthane.

$J23 = SUM(H23; I23)$

$K23 = A11 * A5 / 1000 / (G23 * E23 * C23 * D11 * D23)$

$L23 = C5 / (E23 * C23 * D11)$

13.1.9 Fosse septique compartimentée

Les paramètres de base sont les heures de pointe et la charge polluante. A partir de ces éléments, le "paramètre d'entrée" pour une fosse septique compartimentée est la vitesse ascensionnelle du flux (cellule I17). Mais les performances d'une fosse septique compartimentée dépendent aussi du temps de rétention. Le TRH ne peut pas être réduit en jouant sur les dimensions des compartiments à flux ascendant, parce que cela modifierait aussi la vitesse ascensionnelle. Pour arriver à la qualité d'effluent souhaitée il vaut mieux ajouter un compartiment supplémentaire, plutôt que de chercher à augmenter le volume des compartiments existants, l'efficacité du traitement augmentant toujours avec le nombre de compartiments (voir formule de la cellule H11). L'influence de la température est moins forte que pour d'autres réacteurs anaérobies. Des eaux usées trop diluées ne produisent pas assez de boues pour assurer un contact intensif entre les bactéries et les eaux usées entrantes. La **Fig 78** prend en considération cet effet. Une courbe supplémentaire (**Fig. 77.**) doit être utilisée afin de prévenir une surcharge organique due à des eaux usées trop concentrées.

DBO abattue en fonction du TRH

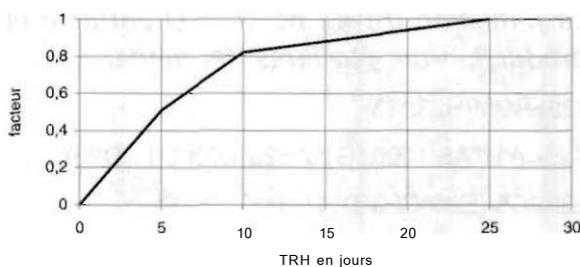


Fig. 76:
Abattement de la DBO par rapport au TRH dans des fosses septiques compartimentées.

influence d'une surcharge organique sur DBO abattue

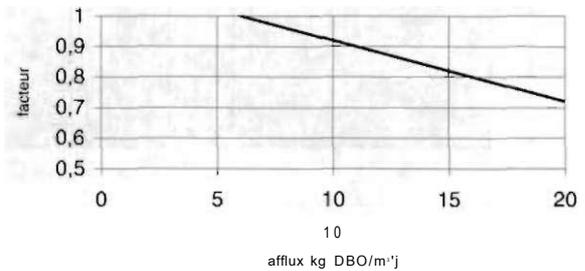


Fig. 77: Abattement de la DBO dans le cas de surcharge organique des fosses septiques compartimentées.

DBO abattue en fonction de la charge polluante

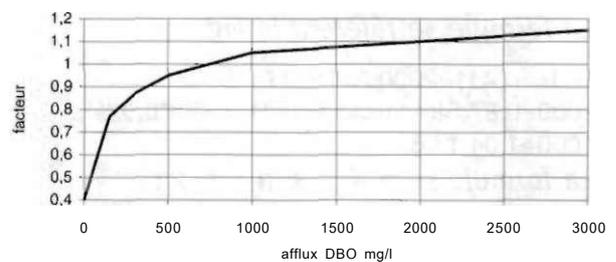


Fig. 78: Abattement de la DBO par rapport à la concentration dans des fosses septiques compartimentées.

DBO abattue en fonction du nombre des compartiments

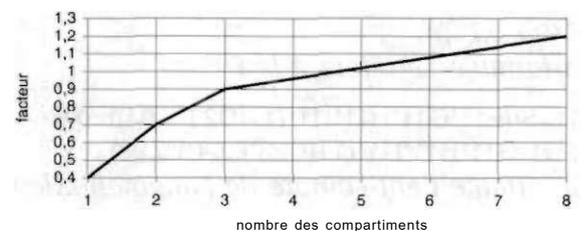


Fig. 78a: Effet du nombre des compartiments sur le taux d'abattement de la DBO.

DBO abattue en fonction de la température

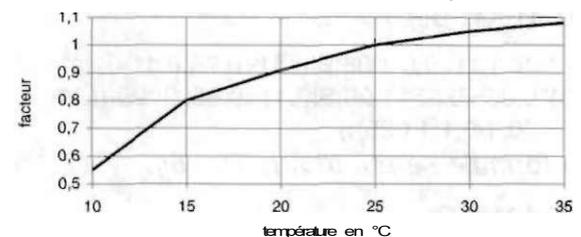


Fig. 78b: Effet de la température sur le taux d'abattement de la DBO dans des fosses septiques compartimentées.

Tableau 26:

Feuille de calcul pour dimensionner une fosse septique compartimentée

Feuille de calcul général pour fosse septique compartimentée avec décanteur intégré

2	flux journalier eaux usées	durée du flux principal	débit de pointe	DCO entrée	DBO5 entrée	rapport DCO/DBO5	rapport MES décantbl./DCO	temp, mini digesteur	intervalle soutirage de boues	TRH dans décanteur (abs. de décanteur TRH = 0)	abattem. DCO dans décanteur	
3	moyen	donné	max.	donné	donné	calculé	donné	donné	choisi	choisi	calculé	
4	m3/jour	h	m3/h	mg/l	mg/l	ratio	mg/l	°C	moins	h	%	
5	25.00	12	2,08	633	333	1,90	0,42	25	18	1,50	23 %	
6	0,35-0,45									15 h		
7	données traitement											
8	abattem. DBO5 dans décanteur	entrée dans fosse compartimenté		rapport DCO/DBO après décant.	facteurs pour le calcul de l'abattement de la DBO					abattem. théorique cale. apr. facteurs	DBO sortie	
9	calculé	DCO	DBO5	calculé	calculé après abaques					72 %	calculé	
10	%	mg/l	mg/l	mg/mg/l	f-surchrq.	f-conc.	f-temp	f-nombre	f-TRH	appliqué	mg/l	
11	24 %	489	253	1,94	1,00	0,84	1,00	1,02	0,84	72 %	71	
12	1,06	<lacteur d'abattement DCO/DBO				lacteur d'abattement DCO/DBO>					1,088	
13				dimensions du décanteur					fosse septique compart.			
14	total taux d'abart. DBO5	total taux d'abart. DCO	DCO sortie	dimensions internes choisies selon volume requis		taux accum. boues	longueur décanteur	longueur décanteur	vitesse ascens. maxi	nombre compart. flux ascens.	profond. à la sortie	
15	calculé	calculé	calculé	largeur	profondeur	calcul.	calculé	choisi	choisi	choisi	choisi	
16	%	%	mg/l	m	m	l/g COD	m ³	m	m/h	No.	m	
17	79 %	72 %	175	2,00	1,50	0,0037	2,39	2,40		5	1,50	
18										1,4-2.0 m/h		
19	dimensions de la fosse septique compartimentée								resuit et production gaz			
20	longueur des compartiments doit rester inférieure à la moitié de la profond	surface de chaque compart.	largeur des compartiments		vitesse ascension elle réelle	largeur de la gaine descend.	volume réelle du réacteur compart.	calcul du TRH réel	charge organique (DBO5)	biogaz (sup: CH ₄ 70%; 50% dissous)		
21	calculé	choisi	calculé	calculé	choisi	calculé	choisi	calculé	calculé	calculé	calculé	
22	m	m	m ²	m	m	m/h	m		h	kg/m ³ *d	m3/d	
23	0,75	0,75	1,16	1,54	2,00	1,39	0,25	15,00	14	0,84	3,51	
24	TRH réduit de 5% pour tenir compte des boues											

SUGGESTION : Si l'abattement est insuffisant, augmenter le nombre des compartiments afin de ne pas augmenter la vitesse ascensionnelle

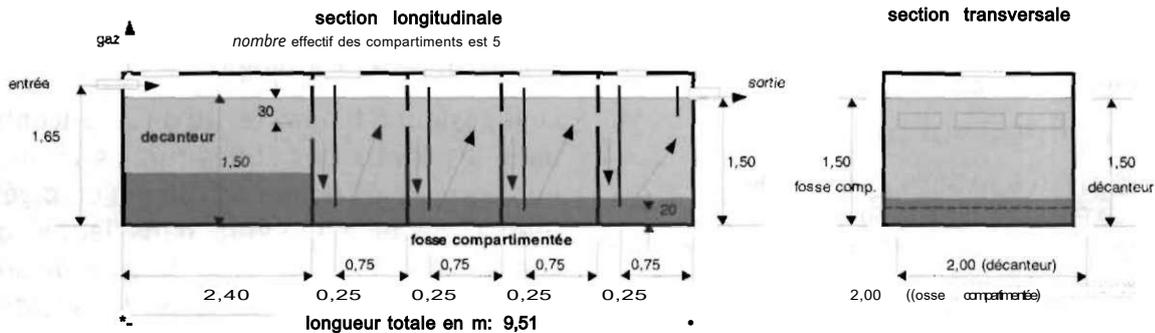


Fig. 79-

Illustration d'une feuille de calcul pour le dimensionnement d'une fosse septique compartimentée

Formules de la feuille de calcul "Fosse septique compartimentée"

$$C5=A5/B5$$

$$F5=D5/E5$$

$$K5=G5/0,6*SI(J5<1;J5*0,3;SI(J5<3;(J5-1)*0,1/2+0,3;SI(J5<30;(J5-3)*0,15/27+0,4;0,55)))$$

La formule se réfère à la Fig. 68. Le coefficient 0,6 a été déterminé de façon empirique.

$$A11=K5*A12$$

$$B11=D5*(1-K5)$$

$$C11=E5*(1-A11)$$

$$D11=B11/C11$$

$$E11 =SI(J23<6;1;1-(J23-6)*0,28/14$$

La formule se réfère à la Fig. 77.

$$F11=SI(C11<150;C11*0,37/150+0,4;SI(C11 <300;(C11 -150)*0,1/150+0,77;SI(C11 <500;(C11 -300)*0,08/200+0,87;SI(C11 <1000;(C11 -500)*0,1/500+0,95;SI(C11<3000;(C11-1000)*0,1/2000+1,05:1,15))))$$

La formule se réfère à la Fig. j8.

$$G11=SI(H5<15;(H5-10)*0,25/5+0,55;SI(H5<20;(H5-15)*0,11/5+0,8;SI(H5<25;(H5-20)*0,09/5+0,91 ;SI(H5<30;(H5-25)*0,05/5+1 ;(H5-30)*0,03/5+1,05))))$$

La formule se réfère à la Fig. j8 b.

$$H11=SI(J17=1;0,4;SI(J17=24;0,7;SI(J17=3;0,9;(J17-3)*0,06+0,9))$$

La formule se réfère à la Fig. j8 a.

$$I11=SI(I23<5;I23*0,51/5;SI(I23<10;(I23-5)*0,31/5+0,51 ;SI(I23<25;(I23-12)*0,18/15+0,82; 1)))$$

La formule se réfère à la Fig. 76.

$$J9=E11*F11*G11*H11*I11$$

$$J11=SI(J9<0,8;J9;SI(J9*(1-0,37*((J9)-0,8))<0,95;J9*(1-0,37*((J9)-0,8));0,95))$$

La formule limite l'efficacité du traitement au niveau a réaliste

$$K11=(1-J11)*C11$$

$$A12=SI(K5<0,5;1,06;SI(K5<0,75;(K5-0,5)*0,065/$$

$$0,25+1,06;SI(K5<0,85;1,125-(K5-0,75)*0,1/0,1,1,025)))$$

La formule se réfère à la Fig. 65.

$$K12=SI(A17<0,5;1,06;SI(A17<0,75;(A17-0,5)*0,065/0,25+1,06;SI(A17<0,85;1,125-(A17-0,75)*0,1/0,1,-1,025)))$$

La formule se réfère à la Fig. 65.

$$A17=1-K11/E5$$

$$B17=A17/K12$$

$$C17=(1-B17)*D5$$

$$F17=0,005*SI(I5<36;1-15*0,014;SI(I5<120;0,5-(I5-36)*0,002;1/3))$$

La formule se réfère à la Fig. 67.

$$G17=SI(At1>0;SI(F17*(E5-C11)/1000*30*15*A5+J5*C5<2*J5*C5;2*J5*C5;F17*(E5-C11)/1000*30*15*A5+J5*C5);0)/D17/E17$$

La formule tient compte du fait que le volume des boues ne doit pas dépasser la moitié du volume total et autorise que l'on se passe de décanteur.

$$A23=K17*0,5$$

$$C23=C5/I17$$

$$D23=C23/B23$$

$$F23=C5/B23/E23$$

$$H23=(G23+B23)*J17*K17*E23$$

$$I23=H23/(A5/24)/105\%$$

$$J23=C 11 *C5*24/H23/1000$$

$$K23=(D5-K11)*A5*0,35/1000/0,7*0,5$$

La réduction d'i kg de la DCO entraîne la production de 350 litres de méthane.

3.1.10 Digesteur à biogaz

Le digesteur à biogaz tel qu'on le rencontre dans les foyers des zones rurales en Inde fonctionne plus ou moins comme un digesteur à mélange intégral, dans lequel on charge des déjections de bovins mélangées à la main avec de l'eau. Le substrat est très visqueux, même à la sortie, il en résulte assez peu de boues et par

conséquent pas d'opération de vidange pendant des années. Les mêmes digesteurs à biogaz existent en Chine, où ils sont chargés avec un mélange d'excréments humains et porcins, mélangés à de l'eau, mais qui est beaucoup moins homogène que ce qui se rencontre fréquemment en Inde. Des eaux usées provenant d'autres sources, comme des abattoirs par exemple, peuvent avoir des propriétés encore différentes. Il est donc difficile de déterminer les dimensions idéales d'un digesteur à biogaz qui conviendraient à tous types d'eaux usées "fortement chargées". La feuille de calcul suivante doit donc être utilisée avec une certaine réserve, et les formules adaptées au contexte local.

Cette feuille de calcul a néanmoins l'avantage de mettre en évidence les facteurs qui ont une influence. Les formules sont basées sur les affirmations suivantes:

- les matières solides qui se déposent au bout d'une journée sur un pilote représentent 95% de toutes les matières solides décantables.
- il y a un phénomène de mélange à l'intérieur du digesteur en raison de la forte quantité de gaz produite qui empêche des boues de se déposer. Le peu de boues secondaires compense le volume gagné par tassement des boues décantées. Le volume d'accumulation des boues est donc le même que celui calculé au cours d'une journée sur le pilote.
- toutes les particules solides décantables et non-décantables seront digérées au cours du temps de rétention hydraulique typique pour de digesteurs de boues.
- la DBO est réduite de 95% après 25 jours à 30°C, ce qui représente une production de biogaz de 400 litres par kg de matière sèche organique introduite.

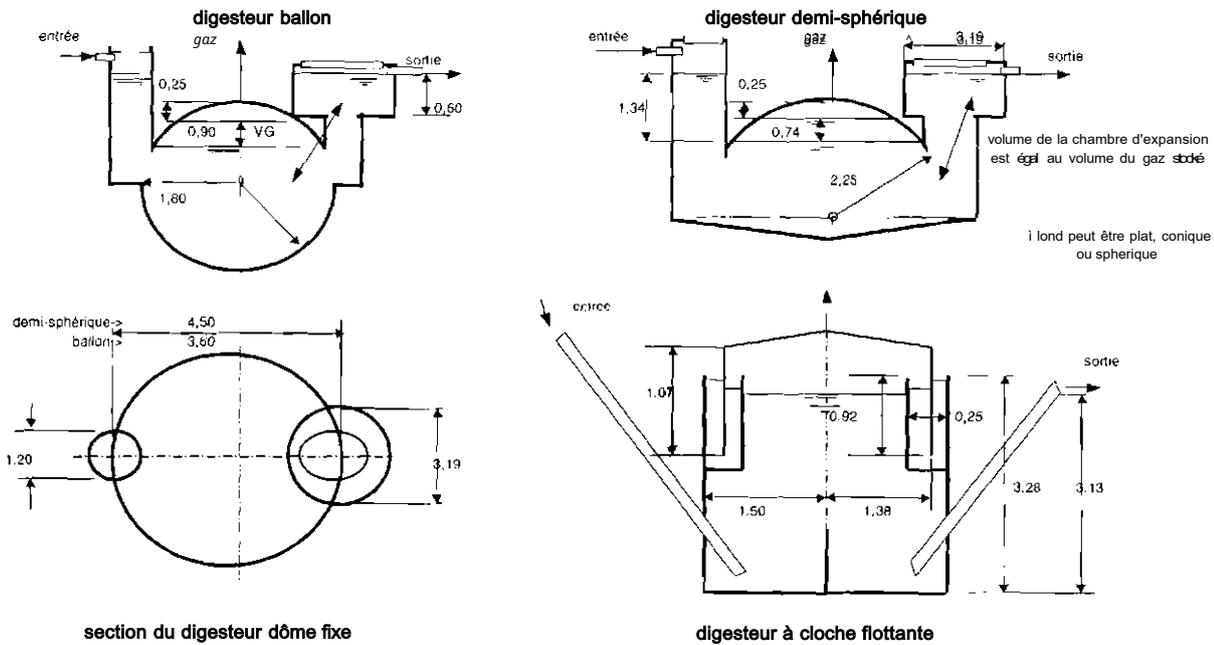
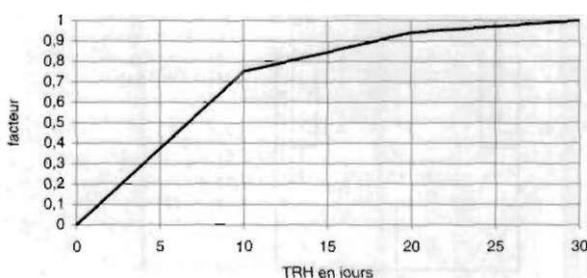


Fig. 82: Illustration de la feuille de calcul pour le dimensionnement d'un digesteur à biogaz

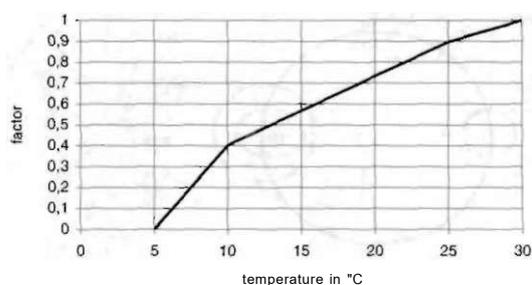
Tableau 27:

Feuille de calcul pour dimensionner un digesteur à biogaz

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	
feuille de calcul pour digesteur à biogaz, données et résultats production gaz												
2	débit journalier	ST (MS)	MS org.) MS totale	MS org.	MES décant. en 1 jour	THH	temper, inf digesteur	product. idéale biogaz à 30°C	facteurs production gaz		product, totale gaz	methane %
3	donné	donné	présumé	calculé	testé	choisi	donnée	donnée	calculé d'après graph.		calculé	présumé
4	m3/d	%	ratio	%	ml/l	d	°C	l/kg MS org.	f-TRH	f-temp	m3/j	ratio
5	0,60	6,0%	67%	4,0%	20	25	25	400	0,97	0,90	8,42	70%
6								200450				
7	valeurs pour tous modèles de digesteurs								pour tous digesteurs à dôme fixe			
8	prod, méthane non dissous	DCO approx. effluent	interv. évac. boues	volume boues	volume liquide	volume total digesteur	capacité stockage gaz	volume stockage gaz VG	espace libre au- dessus niveau 0	sortie au- dessus niveau 0	diamètre de gaine à gauche	diamètre chambre expansion
9	présumé	calculé	choisi	calculé	calculé	calculé	donné	calculé	choisi	choisi	choisi	calculé
10	ratio	mg/l	mois	m ³	m ³	m ³	ratio	m ³	m	m	m	m
11	80%	7.943	12	4,32	15,0	19,3	65%	5,5	0,25	0,60	1,20	3,19
12									minimum^ 0,60 m			
13	di gesteur à caisson flottant cylindrique								digesteur ballon			
14	rayon digesteur	largeur joint d'eau	épaisseur paroi pour joint d'eau	rayon stockage gaz	hauteur théorique stockage gaz	prof, théorique de digesteur	hauteur réelle de stockage gaz	prof, réelle de digesteur	volume espace libre au- dessus niv. 0	rayon du ballon	rayon réel de digesteur (ballon)	volume net réel de digesteur
15	choisi	choisi	choisi	calculé	calculé	calculé	calculé	calculé	calculé	requis	choisi	vérifier
16	m	m	m	m	m	m	m	m	m ³	m	m	m ³
17	1,50	0,25	0,12	1,38	0,92	3,13	1,07	3,28	0,34	1,77	1,80	20,56
18												
19	digesteur ballon				digesteur demi-sphérique							
20	niveau inf. max en-dessous niv. 0 (faire essais jusqu'à "calculé" égal "objectif")			pression gaz dans ballon	volume espace libre au- dessus niv. 0	rayon stock, demi- sphérique	rayon réel digesteur (demi- sphère)	volume net réel digesteur	niveau inf. max en-dessous niv. 0 (faire essais jusqu'à "calculé" égal "objectif")			pression gaz dans demi- ballon
21	essai !!	calculé	objectif	calculé	calculé	requis	choisi	vérifier	essai !!	calculé	objectif	calculé
22	m	m ³	m ³	m col. eau	m ³	m	m	m ³	m	m ³	m ³	m col. eau
23	0,90	5,89	5,81	1,50	0,43	2,23	2,25	20,01	0,74	5,91	5,90	1,34
24				150 max								

production du gaz en fonction du TRH**Fig. 8o:**

Production de gaz d'un digesteur à biogaz à dôme fixe en fonction du TRH

production du gaz en fonction de la température**Fig. 8i:**

Production de gaz d'un digesteur à biogaz à dôme fixe en fonction de la température

Formules de la feuille de calcul "Digesteur à biogaz"

$$D5=B5*C5$$

$$I5=SI(F5<10;F5*0,75/10;SI(F5<20;(F5-10)*0,19/10+0,75;(F5-20)*0,06/10+0,94))$$

La formule se réfère à la Fig. 8o.

$$J5=SI(G5<5;0;SI(G5<10;(G5-5)*0,4/5;SI(G5<25;(G5-10)*0,5/15+0,4;(G5-25)*0,1/5+0,9)))$$

La formule se réfère à la Fig. 8i.

$$K5=H5*I5*J5*A5*D5$$

$$B11=1,1*((1000*K5*L5/A11/0,35)/(0,95*I5*J5))*(1-0,95*15*J5)/A5$$

La formule trouve la DCO du substrat entrant et calcule la réduction de DCO en assumant une production de méthane de 350 l par kg de DCO; les 10% supplémentaires tiennent compte de la DCO inorganique qui n'est pas réduite.

$$D11=30*C11*A5*E5/1000$$

$$E11=F5*A5$$

$$P11=D11+E11$$

$$H11=K5*G11$$

$$L11=2*RACINE((H11/J11-(K11/2)*(K11/2)*PI()/PIO))$$

$$D17=A17-B17/2$$

$$E17=H11/(D17*D17*PI())$$

$$F17=(F11-EXP(A17-B17-C17;2)*PIQ*E17)1(A17*A17*PI())+E17$$

$$G17=E17+0,15$$

$$H17=F17+0,15$$

$$I17=3,14*111*111*(K17-I11/3)$$

$$J17=0,02+EXP((F11+H11/2+I17)/4,19;1/3)$$

Le volume théorique du digesteur est celui qui se situe en dessous de la surface plus la moitié du volume de stockage du gaz; on rajoute 0,02 m pour le plâtre.

$$L17=4,19*(K17-0,02)*(K17-0,02)*(K17-0,02)-I17-H11/2$$

$$B23=PI()*((I11+A23)*(I11+A23)*(K17-(I11+A23)/3)$$

Le volume au dessus du plus bas niveau du purin est déterminé de façon empirique.

$$C23=I17+H11$$

$$D23=A23+J11$$

$$E23=3,14*I11*111*(G23-I11/3)$$

$$F23=0,02+EXP((F11+H11/2+E23)/2,09;1/3)$$

$$H23=2,09*(G23-0,02)*(G23-0,02)*(G23-0,02)-E23-H11/2$$

$$J23=PI()*((I23+I11)*(I23+I11)*(G23-(I23+I11)/3)$$

Le volume au dessus du plus bas niveau du purin est déterminé de façon empirique.

$$K23=E23+H11$$

$$L23=I23+J11$$

13.1.11 Filtre à graviers

Les données de base sont le débit et la charge polluante. A partir de ces éléments, le "paramètre d'entrée" est la qualité requise pour l'effluent (DBO_{sortie} cellule E5). Le TRH et la température influencent fortement les performances de traitement. Le TRH dépend du taux de réduction de DBO souhaité (cf. Fig. 84). La courbe est établie pour une température de 25°C et un pourcentage de vide de 35%. La quantité de vide à l'intérieur du filtre définit le TRH "réel", aussi influencé par le type de plantation. D'autres facteurs existent mais leur influence se rapproche d'un facteur 1.0 et de toutes façons, les données nécessaires pour bien définir ces facteurs ne sont généralement pas disponibles sur le site.

En pratique, les facteurs limitants sont la charge organique et la charge hydraulique. La limite pour la charge hydraulique est d'environ 100 L/m^2 ($0,1 \text{ m/j.}$). Cette valeur peut être beaucoup plus élevée si l'on utilise un matériau filtrant grossier ayant un taux de conductivité garanti. Un filtre horizontal ne devrait pas recevoir une charge supérieure à 10 g de DBO/jm^2 , parce que l'apport d'oxygène par la surface est limité. Cette valeur

de 10 g est faible comparée aux 20 g des lagunes aérobies. Ceci est dû au fait que le filtre à gravier est conçu de telle façon, que la charge organique dans la partie frontale est bien supérieure à celle de la partie postérieure et que la quantité d'oxygène est plus réduite dans la partie inférieure, aussi. C'est pourquoi la surface transversale du côté de l'alimentation dépend aussi de la charge organique (cellule E12).

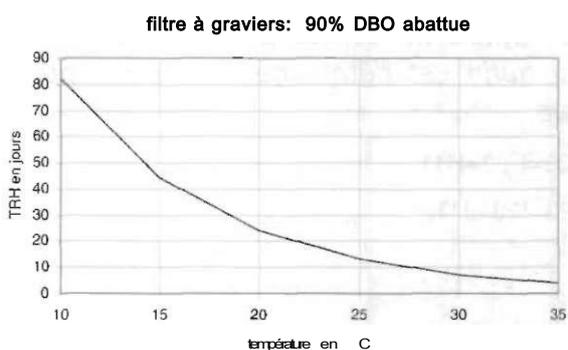


Fig. 83:
Relation entre TRH et température dans un filtre à graviers, sur la base d'une réduction de 90% de la DBO.

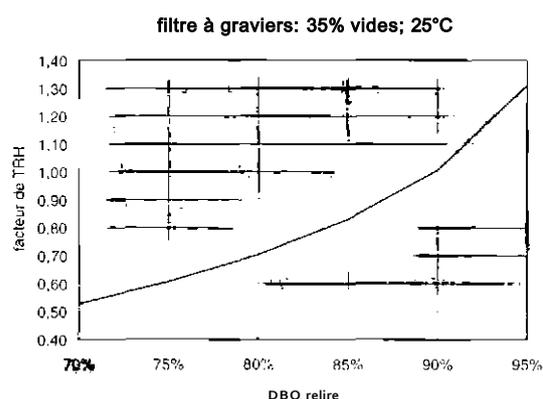


Fig. 84:
Influence du taux de réduction de DBO souhaité sur le TRH dans un filtre à graviers, sur la base d'un pourcentage de vide de 35% et d'une température de 25°C .

Tableau 28:

Feuille de calcul pour dimensionner un filtre à graviers horizontal

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	
1	Feuille de calcul filtre à gravier planté de macrophytes, données et résultats												
2	débit moyen	DCO entrée	DBO5 entrée	ratio DCO/ DBO	DBO5 sortie	réd. DBO5	réd. DCO	DCO sortie	temp. min. annuelle	facteur TRH avec $k_{20}=0,3$	TRH	conduct. hydraul. K_s	
3	donné	donné	donné	calculé	recherché	calculé	calculé	calculé	donné	calculé	calculé	donné	
4	m^3/j	mg/l	mg/l	$\text{mg}^l / \text{mg}^l$	mg/l	%	%	mg/l	°C	par graph.	jours	m^3/j	
5	26	410	215	1,91	30	86%	84%	66	25	0,86	11,20	200	
6	facteur réd. DCO par graph. $\rightarrow 1,025$								K_s en $\text{m/s} \Rightarrow$				2,31 E-03
7	dimensions										résultats		
8	TRH avec 35% vides	pente fond	prof. filtre entrée	surface transvers.	largeur filtre	surface requise	longueur filtre	largeur choisie	longueur choisie	surface réelle choisie	charge hydr. sur surface choisie	charge org. sur surface choisie	
9	calculé	choisi	choisi	calculé	calculé	calculé	calculé	choisi	choisi	vérifier !	calculé	calculé	
10	jours	%	m	m^2	m	m^2	m	m	m	m^2	m^3/j	g/m^2 DBO	
11	3,92	1,0%	0,60	37,27	62,1	559	9,0	62,5	9,0	563	0,046	9,9	
12	à titre indicatif		0,3-0,6 m	DBO5max	150	g/m^2	toujours >		62,1	charges max. \Rightarrow		0,100	10

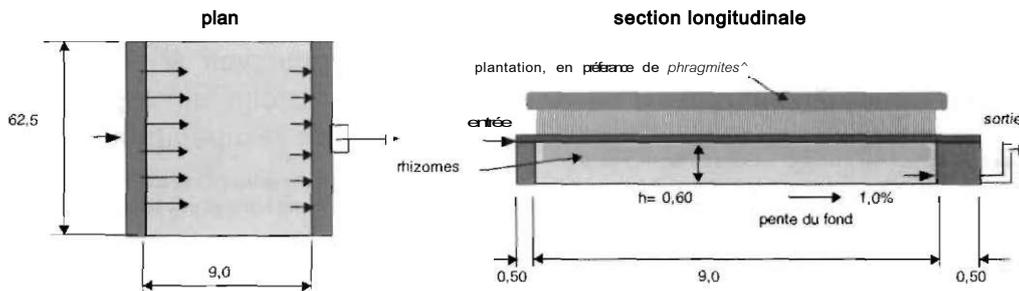


Fig. 85: Illustration d'une feuille de calcul de dimensionnement d'un filtre à graviers horizontal

Formules de la feuille de calcul "Filtre à graviers"

$$D5=B5/C5$$

$$F5=1-E5/C5$$

$$G5=F5/G6$$

$$H5=B5*(O-G5)$$

$$J5=SI(F5<0,75;(F5-0,7)*8,5/5+0,52;SI(F5<0,8;(F5-0,75)*9,5/5+0,605;SI(F5<0,85;(F5-0,8)*12,5/5+0,7;SI(F5<0,9;(F5-0,85)*17,5/5+0,825;(F5-0,9)*30/5+1))))$$

La formule se réfère à la Fig. 84.

$$K5=J5*SI(I5<15;82-(I5-10)*37/5;SI(I5<20;45-(I5-15)*31/5;SI(I5<25;24-(I5-20)*11/5;SI(I5<30;13-(I5-25)*6/5;7))))$$

La formule se réfère à la Fig. 83

$$G6=SI(F5<0,5;1,06;SI(F5<0,75;(F5-0,5)*0,065/0,25+1,06;SI(F5<0,85;1,125-(F5-0,75)*0,1/0,1;1,025)))$$

La formule se réfère à la Fig. 65

$$L6=L5/86400$$

$$A11=K5*35\%$$

$$O11=SI(A5/L5/B11 < A5*C5/E12; A5*C5/E12; A5/L5/B11)$$

La formule compare la charge hydraulique avec la charge organique maximale donnée par la cellule E12.

$$E11=D11/C11$$

$$F11=SI(A5*C5/L12 > A5*K5/C11; A5*C5/L12; A5*K5/C11)$$

La formule compare la charge hydraulique permise avec la charge organique donnée par la cellule L12.

$$G11=F11/E11$$

$$J11=H11*I11$$

$$K11=A5/J11$$

$$L11=K11*C5$$

$$H12=E11$$

13.1.12 Lagune anaérobie

Les lagunes anaérobies peuvent être conçues uniquement comme des lagunes de décantation, avec des temps de rétention très courts, comme des lagunes à très forte charge organique sur lesquels un couvercle de flottants assure l'étanchéité, ou comme des lagunes à relativement faible charge organique, qui sont presque inodores en raison de leur pH neutre. Les feuilles de calcul peuvent être utilisées pour les trois catégories de lagunes. Le TRH est donc dans ce cas le "paramètre d'entrée". Les lagunes avec des temps de rétention élevés (faible charge organique) peuvent être subdivisées en plusieurs lagunes placées en série. La charge organique de l'effluent peut être le principal critère de conception car dépendant directement du TRH. La température ambiante est aussi un facteur important et ne doit pas être prise trop élevée au risque de construire des lagunes trop petites. On fait ici l'hypothèse que la température n'influe pas sur la réduction de DCO pour des temps de rétention inférieurs à 30 heures.

Il faut regarder la cellule Gn et la comparer à la cellule Fn si la lagune est installée à proximité d'une zone d'habitation.

Le potentiel de production de biogaz est aussi calculé pour voir si l'on ne devrait pas plutôt construire un digesteur fermé avec système de récupération de biogaz.

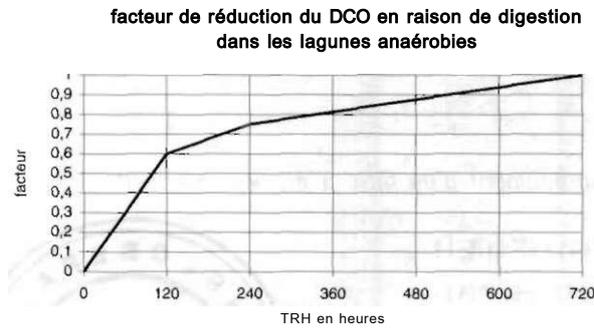


Fig. 86:
Influence du TRH sur la réduction de la DCO de particules solides non décantées dans une lagune anaérobie

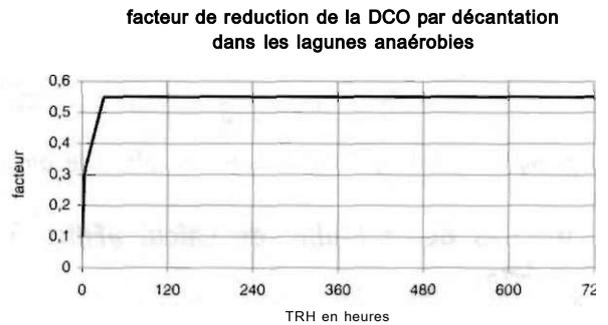


Fig. 87:
Influence du TRH sur la réduction de la DCO de particules solides décantées dans une lagune anaérobie

Tableau 29a: Feuille de calcul pour dimensionner une lagune de décantation anaérobie (TRH court). Dans cet exemple, la lagune est très longue et étroite, afin de permettre le développement d'une couche de flottants dans la partie la plus chargée en tête. Un mur de partition dans le premier tiers de la lagune peut soutenir cet effet. Si la lagune était plus carrée, il y n'aurait pas de zone surchargée à l'entrée, mais pas de couche de flottants pour filtrer les odeurs non plus. Les deux options sont possibles.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	Feuille de calcul pour lagune anaérobie et de décantation									
2	débit journalier	DCO entrée	DBOs entrée	DCO/ DBOs	TRH	MES décant. / DCO	temp, ambiante °C	facteurs réduction DBO5		
3	donné	donné	donné	calculé	choisi	donné	donné	calculé d'après graphiques		
4		mg/l	mg/l	ratio	h	mg/l / mg/l	°C	f-TRH	f-temp	f-nombre
5	260	2000	850	2,35	72	0,42	25	57%	100%	100%
6	domestique->0,35-0,45									
7	données de traitement									
8	réduction DBOs	red DBO/ DCO	réduction DCO	DCO sortie	DBO _s sortie	charge org. DBO5 sur vol. total	limite de charge org. pour odeurs	intervalles d'évac. boues	accumul. boues	volume boues
9	calculé	calculé	calculé	calculé	calculé	calculé	calculé	choisi	calculé	calculé
10	%	facteur	%	mg/l	mg/l	g /m ³ *j	g /m ³ *j	mois	l/g DBO	m ³
11	57%	1,08	53%	943	366	171	263	60	0,0023	512
12										
13	dimensions						potentiel biogaz			
14	volume d'eau usée	prof, lagune	surface totale de lagune	largeur lagunes	longueur totale lagunes	nombre lagunes	longueur chaque lagune si identiques	pourcent. méthane	prod, méthane non dissous	product, potent, biogaz
15	calculé	choisi	requis	choisi	calculé	choisi	calculé	présumé	présumé	calculé
16	m ³	m	m ²	m	m	nombre	m	ratio	ratio	m ³ /j
17	780	2,0	646	6,00	107,67	1	107,67	70%	50%	68,67
18										

Tableau 29b:

Feuille de calcul comparable au tableau 29a, mais pour une lagune de décantation anaérobie (TRH long)

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	Feuille de calcul pour lagune anaérobie et de décantation									
2	débit journalier	DCO entrée	DBOs entrée	DCO/DBOs	TRH	MES décant. / DCO	temp, ambiante °C	facteurs réduction DBO ₅		
3	donné	donné	donné	calculé	choisi	donné	donné	calculé d'après graphiques		
4	nf/j	mg/l	mg/l	ratio	h	mg/l / mg/l	°C	f-TRH	f-temp	f-nombre
5	260	2000	850	2,35	480	0,42	25	92%	100%	108%
6	domestiquen 0,35-0,45									
7	données de traitement									
8	réduction DBOs	red DBO/DCO	réduction DCO	DCO sortie	DBOs sortie	charge org. DBOs sur vol. total	limite de charge org. pour odeurs	intervalles d'évac. boues	accumul. boues	volume boues
9	calculé	calculé	calculé	calculé	calculé	calculé	calculé	choisi	calculé	calculé
10	%	facteur	%	mg/l	mg/l	g/m ³ *j	g / m ³ *j	mois	l/g DBO	m ³
11	98%	1,03	96%	88	17	36	263	60	0,0023	881
12										
13	dimensions							potentiel biogaz		
14	volume d'eau usée	prof, lagune	surface totale de lagune	largeur lagunes	longueur totale lagunes	nombre lagunes	longueur chaque lagune si identiques	pourcent. méthane	prod, méthane non dissous	product, potent, biogaz
15	calculé	choisi	requis	choisi	calculé	choisi	calculé	présumé	presume	calculé
16	m ³	m	m ²	m	m	nombre	m	ratio	ratio	m ³ /j
17	5.200	2,5	2.432	20,00	121,62	2	60,81	70%	50%	124,29
18										

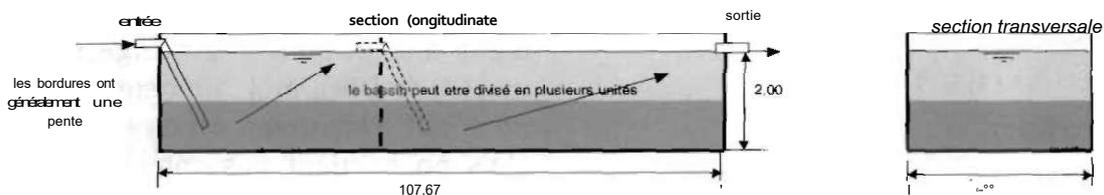


Fig. 88:

Illustration de la feuille de calcul de dimensionnement d'une lagune anaérobie (données du tableau 29a)

Formules de la feuille de calcul "Lagunes de décantation et de fermentation anaerobie"

D5=B5/C5

H5=SI(E5<1;F5/0,6*(0,3*E5);SI(E5<3;F5/0,6*(E5-1)*0,1/2;SI(E5<30;F5/0,6*((E5-3)*0,15/27+0,4);SI(E5<120;E5*0,5*(1-0,55*F5/0,6)/120+0,55*F5/0,6;SI(E5<240;(E5-120)*0,25*(1-0,55*F5/0,6)/120+0,5*(1-0,55*F5/0,6)+0,55*F5/0,6;SI(E5<480;(E5-240)*0,19*(1-0,55*F5/0,6)/

240+0,55*F5/0,6+0,75*(1-0,55*F5/0,6);(E5-480)*0,06*(1-0,55*F5/0,6)/240+0,55*F5/0,6+0,94*(1-0,55*F5/0,6))))))

Les formules se réfèrent aux Fig. 86 et 87. Pour un TRH inférieur à 30 heures le taux de réduction de la CDO dépend des propriétés de décantation (F\$/o,6), des temps de rétention plus longs font intervenir aussi les particules solides non-décantées.

I5=SI(E5<30;1;SI(G5<20;(G5-10)*0,39/
20+0,47;SI(G5<25;(G5-20)*0,147
5+0,86;SI(G5<30;(G5-25)*0,08/5+1;1,1)))

La formule se réfère à la Fig. 72. Le taux de réduction de la DCO (pour un TRH< 30 heures) n'est pas influencé par la température.

J5=SI(E5<24;1;SI(F17=1;1;SI(F17=2;1,08;SI(F17=3;1,12;1,13)))

A11=SI(H5*I5\J5<0,98;H5*I5\J5;0,98)

B11 =SI(A11 <0,5;1,06;SI(A11 <0,75;(A11 - 0,5)*0,065/0,25+1,06;SI(A11 <0,85;1,125-(A11 - 0,75)*0,1/0,1;1,025)))

La formule se réfère à la Fig. 65.

C11=A11/B11

D11=B5-(C11*B5)

E11=C5-(AH*C5)

F11=A5*C5/(A17+J11)

G11 =75%*SI(G5<10;100;SI(G5<20;G5*20-100;SI(G5<25;G5*10+100;350)))

La formule se réfère au principe de bas donné par Mara et illustré par le tableau 15.

I11=0,005*SI(H11<36;1-

H11*0,014;SI(H11<120;0,5-(H11-36)*0,002;1/3))

La formule se réfère à la Fig. 67.

J11 =30*A5*(C5-E11)*I11*H11/1000

A17=A5/24*E5

C17=(J11+A17)/B17

E17=C17/D17

G17=E17/F17

J17=A5*(B5-D11)*0,35/1000/H17*117

La réduction d'i kg de la DCO entraîne la production de 350 litres de méthane.

13.1.13 Lagune aérobie

Les données de base sont le volume de flux et la charge polluante. A partir de ces éléments le "paramètre d'entrée" est la qualité requise de l'effluent. (DBO_{sortie} cellule F5). Le TRH nécessaire pour atteindre un certain taux de réduction de la DBO dépend de la température. La courbe {Fig. 91} montre cette relation pour un taux de réduction de la DBO de 90%. La Fig. 90 montre comment le TRH varie en fonction des performances de traitement, définies comme le taux de réduction de la DBO à 25°C.

La production de boues peut être élevée dans des lagunes aérobie en raison de la quantité d'algues mortes qui se déposent au fond. Selon *Suwarnarat*, on peut s'attendre à une production de 1,44 g de matière solide totale à partir d'i g de DBO. Si l'on suppose que les boues compactées au fond ont une teneur de 20% en matière solide totale et que la stabilisation anaérobie entraîne une réduction de volume de 50%, on a une accumulation de presque 4 mm de boues par gramme de $DBO/m^2 \cdot j.$ de charge organique au cours d'une année. Pour une charge organique de 15 g de $DBO_s/m^2 \cdot j.$, on peut s'attendre à un dépôt d'environ 6 cm de boues par an. Mais on ne tient pas compte ici du volume des boues parce que la surface est le paramètre principal à prendre en compte dans le dimensionnement.

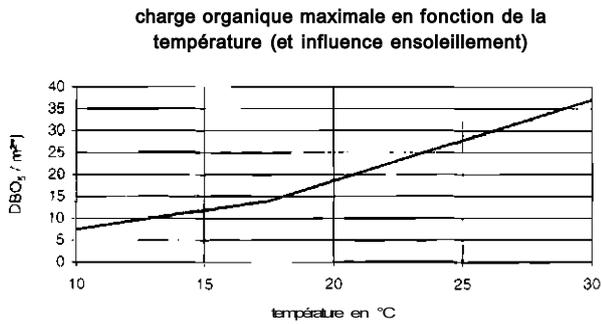


Fig. 89:

Charge organique maximale en fonction de la température dans une lagune d'oxydation aérobie facultative. On ne tient pas compte ici de l'influence des heures d'ensoleillement direct.

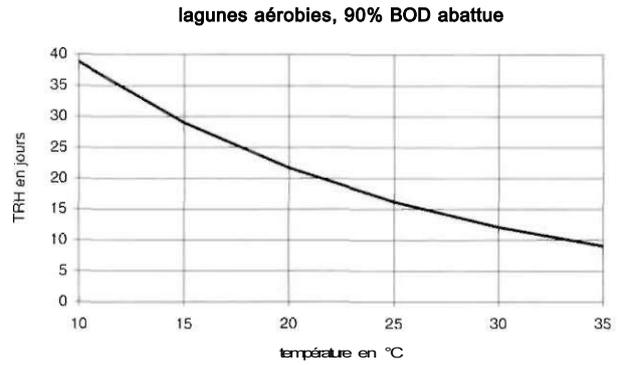


Fig. pi:

Influence de la température sur le taux de réduction de la DBO dans une lagune d'oxydation aérobie facultative, pour un taux de réduction de la DBO de 90%.

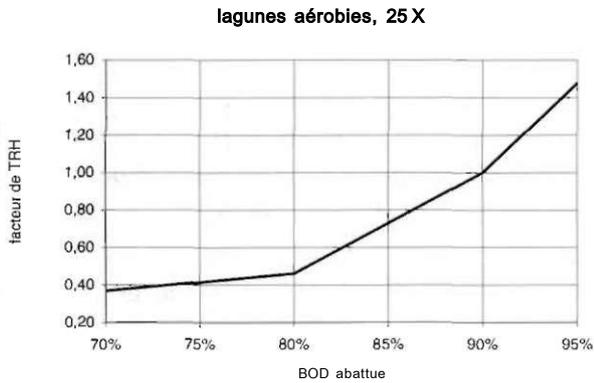


Fig. 90:

Influence du taux de réduction de DBO souhaité sur le TRH dans une lagune d'oxydation aérobie facultative, pour une température de 25°C.

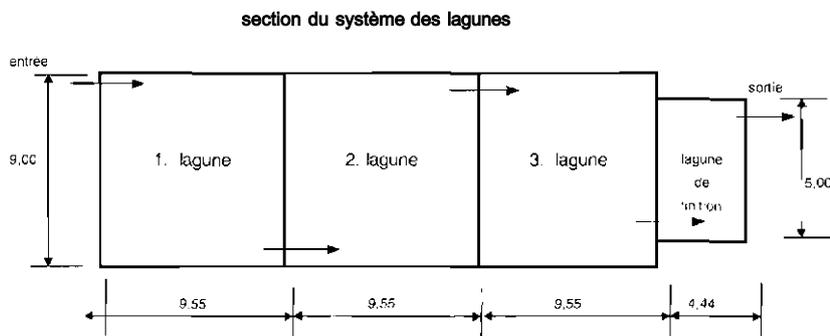


Fig. 92:

Illustration d'une feuille de calcul de dimensionnement d'une lagune d'oxydation aérobie facultative

Tableau 30:

Feuille de calcul pour dimensionner une lagune d'oxydation aérobie facultative

	A	B	C	P	E	F	G	H	I	J	K	M
1	Feuille de calcul pour lagune aérobie facultative, données et résultats											
2	débit journalier	DCO entrée	DBO5 entrée	DCO/DBO5	T° min. eau	DBO5 sortie (requis)	réd. DBO.	réd. DCO	DCO sortie	facteur réd. DBO5 pour TRH	TRH	interv. évacuât, boues
3	donné	donné	calculé	calculé	donné	choisi	calculé	calculé	calculé	calculé	calculé	choisi
4	m ³ /j	mg/l	mg/l	mg/l / mg/l	°C	mg/l	%	%	mg/l	%	jours	mois
5	20	500	170	2,94	20	30	82%	78%	108	0,59	12,9	12
6	0,05-1,0											
7	dimensions de lagune aérobie facultative									lagune finit. TRH 1 jour		total
8	volume boues accumul.	charge org. permise DBO5	charge org. réelle (DBO5)	prof. de lagune	surface totale lagune	nombre lagunes princip.	largeur lagune	longueur chaque lagune	surface lagune finition	largeur lagune finition	longueur lagune finition	surface toutes lagunes
9	calculé	calculé	calculé	choisi	calculé	choisi	choisi	calculé	calculé	choisi	calculé	calculé
10	m ³	g/m ² *j	g/m ² *d	m	m ²	No	m	m	m ²	m	m	m ²
11	6,3	19,3	13,2	0,9	258	3	9,00	9,55	22	5,00	4,44	796
12	0,00624	1/8 DBO	0,9-1,2 m									

Formules de la feuille de calcul "Lagune aérobie"

$$D5=B5/C5$$

$$G5=1-(F5/C5)$$

$$H5=G5*1/SI(G5<0,5;1,06;SI(G5<0,75;(G5-0,5)*0,065/0,25+1,06;SI(G5<0,85;1,125-(G5-0,75)*0,1/0,1;1,025)))$$

La formule se réfère à la Fig. 65.

$$I5=B5-H5*B5$$

$$J5=SI(G5<0,8;(G5-0,7)*0,05/0,1+0,37;SI(G5<0,9;(G5-0,8)*0,54/0,1+0,46;(G5-0,9)*0,48/0,05+1))$$

La formule se réfère à la Fig. 90.

$$K5=J5*SI(E5<15;39-(E5-10)*10/5;SI(E5<20;29-(E5-15)*7/5;SI(E5<25;22-(E5-20)*6/5;SI(E5<30;16-(E5-25)*4/5;12)))$$

La formule se réfère à la Fig. 91.

$$A11=30*A5*(C5-F5)*A12*L5/1000$$

$$B11=SI(E5<17;(E5-10)*7,5/7,5+7,5;(E5-17)*23/13+14)$$

La formule se réfère à la Fig. 89.

$$C11=A5*C5/(F11*G11*H11)$$

$$E11=SI(SI(F11=1;1;SI(F11=2;1/1,1;SI(F11=3;1/1,14;1/1,16)))*(A11+A5*K5)/D11>C5*A5/$$

$$B11;SI(F11=1;1;SI(F11=2;1/1,1;SI(F11=3;1/1,14;1/1,16)))*(A11+A5*K5)/D11;C5*A5/B11)$$

La première partie de la formule donne l'impact de la division de la surface totale du bassin en plusieurs bassins plus petits. La deuxième partie compare la charge organique permise et le TRH calculé.

$$H11=E11/F11/G11$$

$$I11=A5/D11$$

$$K11=I11/J11$$

$$L11=I11+F11*E11$$

$$A12=0,0075*SI(L5<36;1-$$

$$L5*0,014;SI(L5<120;0,5-(L5-36)*0,002;1/3))$$

La formule se réfère à la Fig. 67.

13.2 Feuilles de calcul économique informatisées**13.2.1 Général**

Ce chapitre a pour but d'aider le lecteur à mettre au point son propre outil de calcul des coûts annuels de systèmes DEWATS. Les calculs économiques intégrant toujours

le futur, ils comportent toujours une part d'imprécision. Néanmoins, il ne serait pas prudent de se lancer dans la construction d'un système DEWATS sans calcul économique préalable. Les feuilles de calcul économique informatisées servent à calculer les coûts annuels, qui incluent les coûts d'investissement, de fonctionnement et de maintenance. On peut éventuellement en déduire les revenus du biogaz ou de la vente des boues comme agent fertilisant. Pour pouvoir utiliser les feuilles de calcul, on a besoin des informations suivantes:

- les coûts de conception, y compris le transport vers le site et les frais de laboratoire pour les premières analyses des eaux usées.
- les coûts d'investissement pour les bâtiments, le travail sur le site et le matériel.
- les coûts estimés de fonctionnement et d'entretien
- le taux d'intérêt (moins le taux d'inflation)
- les données sur les eaux usées pour calculer les bénéfices possibles et comparer les coûts par unité de volume d'eaux usées épurées.

13.2.2 Rentabilité de la valorisation du biogaz

La rentabilité économique de la valorisation du biogaz dépend de si le coût de l'investissement supplémentaire nécessaire pour stocker, transporter et utiliser le biogaz, peut être récupéré grâce aux revenus générés par le biogaz, dans un temps raisonnable. Le temps de retour de l'investissement est un bon indicateur de la rentabilité de l'investissement.

Formules de la feuille de calcul "Rentabilité du biogaz"

$$B4=6,5\%*A4$$

Pour une estimation grossière, on fait l'hypothèse que les coûts additionnels de construction se montent à 6,5% des coûts d'origine, ce qui comprend le coût des travaux pour rendre le couvercle du digesteur étanche au gaz, le coût du volume supplémentaire pour stocker le gaz, et le coût des conduites pour distribuer le gaz.

$$D4=50\%*C4$$

Pour assurer une production de gaz en continu, une surveillance accrue du site est nécessaire. Cet effort est estimé à environ +50 % des coûts de fonctionnement.

$$F4=B4/(E4-D4)$$

Des valeurs négatives indiquent que l'opération ne sera jamais rentable.

Tableau 31:

Feuille de calcul informatisée pour tester la rentabilité des mesures nécessaires pour faciliter l'utilisation du biogaz

	A	B	C	D	E	F
1	rentabilité économique de l'utilisation du biogaz					
2	Coût d'Investissement sans valorisation du biogaz	coûts additionnels pour faciliter valorisation du biogaz	coûts de fonctionn. sans valorisation du biogaz	coûts de fonctionn. Additionnels pour valoriser le biogaz	revenus du biogaz	temps de retour de coûts additionnels
3	U.I.	U.I.	U.I./an	U.I./an	U.I./an	années
4	307.000	19.955	250	125	3.650	5,7

13.2.3 Calcul du coût annuel

Tableau 32:

Feuille de calcul pour une évaluation économique de systèmes DEWATS (basée sur les coûts annuels)

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
	Calcul des coûts annuels de DEWATS										
1	coûts de conception et de suivi de chantier				Coûts d'investissement					coût total annuel	
3	salaires pour conception et suivi de chantier	transport et per diem pour visites ou séjours sur le site	coût des analyses d'échantillons d'eaux usées	total coûts de conception y compris charges et formation	coût du terrain y compris préparation du site	structures principales durée de vie de 20 ans	structures secondaires durée de vie de 10 ans	matériel et pièces de rechange durée de vie de 6 ans	coût total investiss. (y compris terrain et conception)	coût total annuel (terrain compris)	coût total annuel (hormis terrain)
4	U.I.	U.I.	U.I.	U.I.	U.I.	U.I.	U.I.	U.I.	U.I.	U.I.	U.I.
5	1.200	650	500	2.350	150.000	295.000	9.000	3.000	459.350	74.359	62.359
6	données sur les eaux usées				coûts d'amortissement						
7	débit journalier d'eaux usées	charge des eaux usées en entrée	DCODBO de flux entrant	charge d'eau usée en sortie	taux d'intérêt en % (taux bancaire moins inflation)	facteur d'intérêt $q = 1+i$	sur l'investiss. en terrain	sur structures principales 20 ans (conception inclus)	sur structures secondaires 10 ans	sur matériel 6 ans	coût total d'amortissement
8	m ³ /d	mp/l DCO	mp/l / mg/l	mg/l DCO	%		U.I./an	U.I./an	U.I./an	U.I./an	U.I./an
9	20	3.000	2	450	8%	1,08	12.000	30.286	1.341	649	37.179
10	coûts de fonctionnement					revenu du biogaz et autres sources					explication
11	coût du personnel pour fonct., entretien et répar.	coût du matériel pour fonct., entretien et répar.	coût d'énergie (pour pompage, par ex.)	coût additifs et traitement (chlore, par ex.)	total coûts de fonctionn.	production biogaz par jour (70% CH ₄ 50% dissous)	prix 1 litre de kérosène (1m ³ CK; * 0,85 1 kérosène)	revenu annuel du biogaz	autres revenus annuels ou économies (engrais, frais)	revenu total par an	U. I. = unité monétaire locale; mg/l = g/m ³ ;
12	U.I./an	U.I./an	U.I./an	U.I./an	U.I./an	m ³ /j	U.I./litre	U.I./an	U.I./an	U.I./an	
13	100	100	50	0	250	12,75	2,69	7.347	0	7.347	

Formules de la feuille de calcul "Coût annuel des systèmes DEWATS"

$$D5 = \text{SUM}(A5:C5)$$

$$I5 = \text{SUM}(D5:H5)$$

$$J5 = \text{SUM}(G9:K9) + E13 - J13$$

$$K5 = \text{SUM}(H9:K9) + E13 - J13$$

$$F9 = 1 + E9$$

$$G9 = E5 * E9$$

$$H9 = (F5 + D5) * (\text{EXP}(F9;20)) * (F9 - 1) / (\text{EXP}(F9;20) - 1)$$

Cette formule ainsi que les suivantes sont des opérations financières standards.

$$I9 = G5 * (\text{EXP}(F9;10)) * (F9 - 1) / (\text{EXP}(F9;10) - 1)$$

$$J9 = H5 * (\text{EXP}(F9;6)) * (F9 - 1) / (\text{EXP}(F9;6) - 1)$$

$$K9 = \text{SUM}(G9:J9) + E13 - J13$$

$$E13 = A13 + B13 + C13 + D13$$

$$F13 = A9 * (B9 - D9) * 0,35 * 0,5 / 0,7 / 1000$$

La réduction d'i kg de la DCO entraîne la production de 350 litres de méthane.

$$H13 = F13 * 70\% * G13 * 0,85 * 360$$

$$J13 = H13 + I13$$

13.3 Utilisation des formules informatisées sans ordinateur

Tout le monde n'utilise pas un ordinateur. Certain n'y ont même pas accès. Mais les formules informatisées peuvent aussi être très utiles à quelqu'un qui utilise normalement une calculatrice. Les explications qui vont suivre s'adressent tout particulièrement à ces personnes. On peut utiliser comme exemple le tableau pour le calcul de la fosse septique (Tab. 33):

Un tableau est divisé en colonnes A.....X, AA.....AX, etc. et en lignes 1.....>1000. Chaque tableau est composé de cellules qui ont une adresse. Par exemple, la première cellule en haut à gauche a comme adresse A1 (colonne A, ligne 1). Dans le tableau ci-dessous, la cellule J10, par exemple, contient "m³/j" et la cellule D5 "633". Dans la cellule I u on lit "23,25". Ce nombre est le résultat d'une formule cachée

"dessous". Sur un ordinateur, la formule apparaît en en-tête chaque fois que l'on clique sur une cellule. Dans le texte ci-dessus, on a donné chacune des formules afin de permettre au lecteur de créer son propre tableau. Mais on peut aussi utiliser ces formules sans ordinateur en les reliant aux différents graphiques. Il faut pourtant savoir que l'écriture en informatique diffère parfois de l'écriture mathématique normale. La plus grosse différence c'est que ce que l'on écrirait normalement $4/3^*2$ s'écrit sur l'ordinateur $4/3/2$ et que $4^*2/3$ peut s'écrire en informatique soit $4^*2/3$ soit $4/3^*2$.

Les cellules **en gras** comme la cellule A5 sont des cellules à remplir. Voici les formules qui sont cachées le tableau ci-dessus:

$$C5=A5/B5$$

Ceci représente $13,0[m^3/j.] / 12 [heures] = 1,08 [m^3/heure]$

Tableau 33:

Exemple de feuille de calcul utilisé pour aider à comprendre les formules informatiques

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	Feuille de calcul pour fosse septique, données et résultats									
2	débit journalier d'eau usée	heure de pointe débit d'eau usée	débit max heure de pointe	DCO entrante	DBOs entrante	TRH dans la cuve	ratio DCO/MES décant	réduction de DCO	DCO en sortie	DBO ₅ en sortie
3	donné	donné	calculé	donné	donné	choisi	donné	calculé	calculé	calculé
4	m ³ /jour	h	m ³ /h	mg/l	mg/l	h	mg/l / mg/l	%	mg/l	mg/l
5	13,0	12	1,08	633	333	18	0,42	35%	411	333
6	DCO/DBO->			1,90	12-24 h		0,35-0,45	DBOres->		1,06
7	dimensions de fosse septique									
8	intervalle entre vidanges	largeur intérieure de fosse septique	prof. min. de l'eau au point de sortie	longueur intérieure de premier compartiment		longueur de second compartiment		volume y compris boues	volume réel de fosse septique	biogaz 70% Cri; 50% dissous
9	choisi	choisi	choisi	requis	choisi	requis	choisi	requis	vérifier	calculé
10	mois	m	m	m	m	m	m	m ³	m ³	m ³ /j
11	12	2,50	2,00	2,81	3,10	1,40	1,55	21,05	23,25	0,72
12	boues l/g red. DBO							0,0042		

$H5 = G5/0,6 * SI(F5 < 1; F5 * 0,3; SI(F5 < 3; (F5 - 1) * 0,1 / 2 + 0,3; SI(F5 < 30; (F5 - 3) * 0,15 / 27 + 0,4; 0,55)))$
 Ceci représente (0,42[mg/l / mg/l] / 0,6 [un coefficient obtenu de façon empirique]) multiplié par la valeur donnée par la Fig. 18 pour un TRH de 18 heures (donné cellule F5). Le calcul se résume donc à: $(0,42 / 0,6) * 0,495 = 0,35 = 35\%$ (donné cellule H₅).

$$I5 = (1 - H5) * D5$$

$$(1 - 0,35)^{633} = 411 \text{ (donné cellule I5)}$$

$$J5 = (1 - H5 * J6) * E5$$

$$(1 - 0,35 * 1,06) * 333$$

$$E6 = D5 / E5$$

$$633 / 333 = 1,90$$

$$J6 = SI(H5 < 0,5; 1,06; SI(H5 < 0,75; (H5 - 0,5) * 0,065 / 0,25 + 1,06; SI(H5 < 0,85; 1,125 - (H5 - 0,75) * 0,1 / 0,1; 1,025)))$$

Cette formule renvoie à la Fig. 65. Etant donné que la cellule H₅ (le taux de réduction) est de 35%, la valeur de la cellule J₆ est donnée par la courbe: 1,06.

$$D11 = 2/3 * H11 / B11 / C11$$

$$((2/3) * 23,46) / (2,50 * 2,00) = 3,13$$

$$F11 = D11 / 2$$

$$3,13 / 2 = 1,56$$

$$H11 = SI(H12 * (E5 - J5) /$$

$$1000 * A11 * 30 * A5 + C5 * F5 < 2 * A5 * F5 / 24; 2 * A5 * F5 / 24; H12 * (E5 - J5) /$$

$$1000 * A11 * 30 * A5 + C5 * F5) + 0,2 * B11 * E11$$

La formule renvoyant par l'intermédiaire de la cellule H₁₂ à la Fig. 67, il faut d'abord calculer la valeur de la cellule H₁₂. La formule H₁₁ dit que le volume total doit être au moins le double du volume des boues. Il faut vérifier si le volume total doit être calculé en utilisant le TRH ou le double du volume des boues. Le volume total, c'est le volume des boues, c'est-à-dire $0,0042 \times (333 - 209) \times 12 \times 30$ [jours/mois] $\times 13,0 / 1000$ plus le volume de l'eau qui est de $1,08 \times 18 = 21,88 \text{ m}^3$. Ceci est à comparer à

$2 \times 13,0 \times 18 / 24$ [heures/jour], ce qui fait $19,50 \text{ m}^3$. Le volume le plus grand c'est $21,88 \text{ m}^3$, c'est donc celui-ci que l'on utilise. A ceci, il faut ajouter le volume de 20 cm des flottants, c'est-à-dire $0,2 \times 2,50 \times 3,10 = 1,55$. Le volume total est donc de $21,88 + 1,55 = 23,43 \text{ m}^3$ (l'ordinateur est plus précis et donne $23,46 \text{ m}^3$ cellule H₁₁).

$$I11 = (E11 + G11) * C11 * B11$$

$$(3,10 + 1,55) \times 2,00 \times 2,50 = 23,25 \text{ m}^3$$

$$J11 = (D5 - I5) * A5 * 0,35 / 1000 / 0,7 * 0,5$$

$$(633 - 411) \times 13,0 \times 0,35 \times 0,5 / (1000 \times 0,7) = 0,72 \text{ m}^3$$

$$H12 = 0,005 * SI(A11 < 36; 1 -$$

$$A11 * 0,014; SI(A11 < 120; 0,5 - (A11 - 36) * 0,002; 1/3))$$

Cette dernière formule renvoie à la Fig. 67. L'intervalle entre deux opérations d'évacuation des boues est de 12 mois (cellule A₁₁) ce qui donne en utilisant la courbe une valeur approximative de 80%, que l'on doit multiplier par 0,005 qui représente la production de boues. Le calcul devient donc: $0,8 \times 0,005 = 0,004$ (le calcul plus précis de l'ordinateur donne 0,0042).

14 ANNEXES

Formules de géométrie

rectangle	$S = a \cdot b$	
parallélépipède rectangle	$S = 2 \cdot (a \cdot b + a \cdot c + b \cdot c)$	$V = a \cdot b \cdot c$
trapèze	$S = (a + c) \cdot h / 2$	
parallélépipède trapézoïdal		$V = (h/3) \cdot ((a \cdot b + c \cdot d + \sqrt{a \cdot b \cdot c \cdot d}))$
cercle	$S = \pi \cdot r^2$	$C = 2 \cdot \pi \cdot r$
cylindre	$S \text{ (corps)} = 2 \cdot \pi \cdot r \cdot h$	$V = \pi \cdot r^2 \cdot h$
sphère	$S = 4 \cdot \pi \cdot r^2$	$V = \frac{4}{3} \cdot \pi \cdot r^3$
segment sphérique	$S = 2 \cdot \pi \cdot r \cdot h$	$V = \pi \cdot h^2 \cdot (r - h/3)$
cône	$S \text{ (corps)} = \pi \cdot r \cdot s$	$V = \pi \cdot r^2 \cdot h / 3$
règle de Pythagore	$a^2 + b^2 = c^2$	côtés d'un triangle droit: 3 / 4 / 5
tangente	a / b	$\tan 45^\circ = 1$
		$\tan 30^\circ = 0,577$
		$\tan 60^\circ = 1,732$
		$\tan 90^\circ = \infty$
flux	$v = Q / S$	$Q = v \cdot S ; S = Q / v$

14 APPENDICE

Facteurs de conversion d'unités US

grandeur	unité US	unité SI	conversion US / SI	conversion SI /US
longueur	in (pouce)	cm (10 mm)	2,54	0,394
	ft (pied) = 12 in	m (100 cm)	0,305	3,281
	yd (yard) = 3 ft	m	0,914	1,094
	mi (mile) = 1.760yd	km (1.000m)	1,609	0,621
surface	in ²	cm ²	6,452	0,155
	ft ²	m ²	0,093	10,764
	yd ²	m ²	0,836	1,196
	acre	hectare = 10.000m ²	0,405	2,471
	mi ²	km ²	2,59	0,386
volume	in ³	cm ³	16,387	0,061
	ft ³	litre	28,317	0,035
	ft ³	m ³	0,0283	35,314
	gallon	litre	3,785	0,264
	yd ³ (202 gai)	m ³	0,765	1,308
	acre-ft	m ³	1233,5	0,001
force / masse	lb (livre)	N	4,448	0,225
	oz (once)	g	28,35	0,035
	lb (16 oz)	kg = 1.000 g	0,454	2,205
	ton (short)= 2000lb	tonne (t)= 1.000kg	0,907	1,102
	ton (long)= 2240lb	tonne (t)= 1.000kg	1,016	0,984
pression	in H ₂ O	Pa (N/m ²)	204,88	0,005
	lb/in ²	kPa (kN/m ²)	6,895	0,145
	lb/ft ²	Pa (N/m ²)	47,88	0,021
débit	gal/min.	litre/seconde l/s=86,4 m ³ /j.	0,0631	15,85
	gal/d (day)	l/s	0,0000438	22825
	gal/d= 1,440gal/min.	m ³ /j.= 0,01161/s	0,00379	264
énergie - puissance	Btu	kJ	1,055	0,948
	hp-h	MJ	2,685	0,373
	kWh	kJ	3600	0,00028
	Ws	J	1000	0,001
	hp	kW	0,746	1,341
température	°F	°C	0,56*(°F-32)	1,8*(°C)+32
	°F	°K	0,56*(°F+460)	1,8*(°K)-460

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J
1	Calcul de débit dans des canalisations tubulaires partiellement remplies									
2	Ø tuyau	hauteur de flux	surface de flux	surface humide /m	rayon hydrauliq.	pente	rugosité	vitesse de flux	débit	
3	choisi	donné	calculé	calculé	calculé	choisi	estimé	calculé	calculé	calculé
4	d	h/d	S	U	rhy	a	rg-	v	Q	Q
5	m	m/m	m ²	m	m	%		m/s	l/s	m ³ /h
6	0,1	0,15	0,00074	0,08	0,0093	1	0,35	0,21	0,153	0,55
7	0,1	0,25	0,00154	0,105	0,0147	1	0,35	0,31	0,478	1,72
8	0,1	0,35	0,00245	0,127	0,0194	1	0,35	0,4	0,969	3,49
9	0,1	0,5	0,00393	0,157	0,025	1	0,35	0,49	1,932	6,96
10	0,1	0,75	0,00632	0,21	0,0302	1	0,35	0,58	3,641	13,11

Formules pour feuilles de calcul informatisées concernant le calcul du débit dans des canalisations partiellement remplies (d'après la formule simplifiée de Kutter)

$$C6 = 0,295 \cdot (A6/2)^2$$

Tous tes coefficients, comme 0,295 dans ta formule ci-dessus, sont des constantes géométriques déterminées en fonction de ta hauteur du flux par rapport au diamètre de ta canalisation

$$D6 = 1,591 \cdot (A6/2)$$

$$E6 = C6/D6$$

$$H6 = (100 \cdot \text{RACINE}(E6) / (G6 + \text{RACINE}(E6))) \cdot \text{RACINE}(E6 \cdot F6)$$

$$I6 = C6 \cdot H6 \cdot 1000$$

$$J6 = I6 \cdot 3,6$$

$$C7 = 0,614 \cdot (A7/2)^2$$

$$D7 = 2,094 \cdot (A7/2)$$

$$E7 = C7/D7$$

$$H7 = (100 \cdot \text{RACINE}(E7) / (G7 + \text{RACINE}(E7))) \cdot \text{RACINE}(E7 \cdot F7)$$

$$I7 = C7 \cdot H7 \cdot 1000$$

$$J7 = I7 \cdot 3,6$$

$$C8 = 0,98 \cdot (A8/2)^2$$

$$D8 = 2,532 \cdot (A8/2)$$

$$E8 = C8/D8$$

$$H8 = (100 \cdot \text{RACINE}(E8) / (G8 + \text{RACINE}(E8))) \cdot \text{RACINE}(E8 \cdot F8)$$

$$I8 = C8 \cdot H8 \cdot 1000$$

$$J8 = I8 \cdot 3,6$$

$$C9 = 1,571 \cdot (A9/2)^2$$

$$D9 = 3,142 \cdot (A9/2)$$

$$E9 = C9/D9$$

$$H9 = (100 \cdot \text{RACINE}(E9) / (G9 + \text{RACINE}(E9))) \cdot \text{RACINE}(E9 \cdot F9)$$

$$I9 = C9 \cdot H9 \cdot 1000$$

$$J9 = I9 \cdot 3,6$$

$$C10 = 2,528 \cdot (A10/2)^2$$

$$D10 = 4,19 \cdot (A10/2)$$

$$E10 = C10/D10$$

$$H10 = (100 \cdot \text{RACINE}(E10) / (G10 + \text{RACINE}(E10))) \cdot \text{RACINE}(E10 \cdot F10)$$

$$I10 = C10 \cdot H10 \cdot 1000$$

$$J10 = I10 \cdot 3,6$$

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
1	Besoins en énergie et coût du pompage								
2	débit	flux de pointe h/j.	débit horaire	hauteur de pompe	perte de charge estimée	efficacité de pompe	puissance requise pompe	coût de l'énergie	coût annuel d'énergie
3	m ³ /j	h	m ³ /h	m	m	h	kW	ECU/kWh	ECU
4	26	10	2,6	10	3	0,5	0,18	0,15	100,85

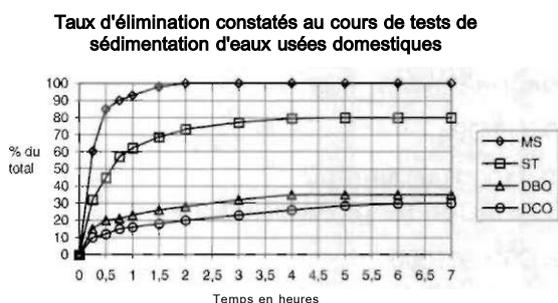
Formules pour feuilles de calcul informatisées concernant le calcul du coût du pompage

$$C4=A4/B4$$

$$G4=9,81*(D4+E4)*C4/F4/3600$$

$$I4=B4*G4*365*H4$$

Sédimentation et flottaison



Le graphique ci-dessus donne les résultats de tests de sédimentation en flacon, dans les conditions d'un décanteur à circuit fermé (MES = matières en suspension, ST = solides totaux, DCO mesurée au permanganate).

La formule générale concernant la flottaison et la sédimentation s'écrit:

$$\text{surface de l'eau [m}^2\text{]} = \frac{\text{débit [m}^3\text{/h]}}{\text{vitesse [m I h]}}$$

dans laquelle la *vitesse* choisie est la vitesse de sédimentation ou de flottaison la plus faible de l'ensemble des particules.

La durée de sédimentation ou de flottaison peut être observée dans un cylindre en verre. La formule est alors la suivante:

$$\text{vitesse [m I h]} = \frac{\text{hauteur [m]}}{\text{temps [h]}}$$

dans laquelle la *vitesse* est celle de sédimentation ou de flottaison, la hauteur est celle du cylindre, et le temps est celui observé pour la sédimentation ou la flottaison.

Les résultats peuvent être différents pour des décanteurs dans lesquels les eaux usées ne font que transiter. Plus il y a de turbulences, plus le taux de sédimentation des MES est bas. Plus on mélange des eaux usées fraîches et des eaux usées digérées, plus les taux d'élimination de DBO et DCO sont élevés.

Un décanteur est considéré comme suffisamment performant lorsque les effluents d'eaux usées domestiques contiennent moins de 0,2 ml/l de matières décantables après 2 h de test en flacon.

Les boues floculantes ont une vitesse de sédimentation qui varie de 0,5 à 3 m/h.

La vitesse du flux dans un filtre à sable ne doit pas dépasser 0,3 m/s (1000 m/h). La surface en coupe transversale doit donc être au minimum de:

$$\text{Surface (m}^2\text{)} = \text{débit (m}^3\text{/s)} / 0,3(\text{m/s}) \text{ ou bien}$$

$$\text{Surface (m}^2\text{)} = \text{débit (m}^3\text{/h)} / 1000 (\text{m/h})$$

15 BIBLIOGRAPHIE

- Abwassertechnische Vereinigung e.V. Editor, "Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik", Vol. I -VI, 3rd Edition, Wilhelm Ernst und Sohn, Berlin, München, Düsseldorf, 1982
- Alaerts, G.J., Veenstra, S., Bentvelsen, M., van Duijl, LA. et al., "Feasibility of Anaerobic Sewage Treatment in Sanitation Strategies in Developing Countries" IHE Report Series 20, International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering, Delft, 1990
- Bachmann, A., Beard, V.L. and McCarty, P.L., „Performance characteristics of the anaerobic baffled reactor", Water Science and Technology, IAWQ, 1985
- Bahlo, K., Wach, G., „Naturnahe Abwasserreinigung - Planung und Bau von Pflanzenkläranlagen", 2nd edition, Ökobuch, Staufen bei Freiburg, 1993
- Batchelor, A. and Loots, P., „A Critical Evaluation of a Pilot Scale Subsurface Flow Wetland: 10 Years After Commissioning", Water Science and Technology, Vol. 35, No. 5, IAWQ 1997
- Bischof, W. (Hosang/Bischof), "Abwassertechnik", 9th edit., B.G. Teubner Verlag, Stuttgart, 1989
- Blum, D. and Feachem, R.G., „Health Aspects of Nightsoil and Sludge Use in Agriculture and Aquaculture" IRCWD Reprint No. 05/85, (reprint 1997), EAWAG / SANDEC, Dübendorf CH, 1997
- Boller, V.L., „Small Wastewater Treatment Plants - a challenge to Wastewater Engineers", Water Science and Technology, Vol. 35, No. 6, IAWQ 1997
- Brix, H., „Do Macrophytes Play a Role in Constructed Wetlands?", Water Science and Technology, Vol. 35, No. 5, IAWQ 1997
- Central Pollution Control Board Delhi, "Guidelines on Environmental Management in Industrial Estates", Programme Objective Series, Probes/43/1989-90, Delhi, 1990
- Cooper RR, Hobson J.A., Findlater C, "The use of reed bed treatment systems in the UK", Proceedings of conference on small wastewater treatment plants, edited by Hallvard Odegaard, Trondheim, 1989
- Cooper, PF (edit.), „European Design and Operations Guidelines for Reed Bed Treatment Systems" (revised document), EC/EWPCA Emergent Hydrophyte Treatment Systems Expert Contact Group, Swindon, UK 1990
- Cross, P., Strauss, M., „Health aspects of nightsoil and sludge use in agriculture and aquaculture", IRCWD, Dübendorf CH, 1986
- De Vries J., "Soil filtration of wastewater effluent and mechanism of pore clogging", JWPCF, vol.44, 1972
- Denny, P., „Implementation of Constructed Wetlands in Developing Countries", 5th International Conference on Wetland Systems for Waste Pollution control, Vienna, 1996
- Department of Environmental Protection and Energy, Ministry of Agriculture, P.R. of China, "Biogas and Sustainable Agriculture", Collection of Papers from the National Experience Meeting in Yichang, Hubei Province 1992, published in co-operation with BORDA, Bremen, 1993
- Driouache, A. et al., "Biogasnutzung in der Abwasserstation von Ben Sergao (Marokko) - Methoden und Ergebnisse", CDER/PSE (GTZ), Eschborn, 1997
- Driouache, A. et al., "Promotion de l'utilisation du biogaz produit dans des stations d'epuration au Maroc", CDER/PSE (GTZ), Marrakech, 1997
- Ellenberg, H. et al., "Biological Monitoring - Signals from the Environment", GATE/GTZ publication, Vieweg Verlag, Eschborn/ Braunschweig, 1991
- Fastneau F, Graaf J; and Martijnse G., "Comparison of various systems for on site wastewater treatment", Proceedings of conference on small wastewater treatment plants, edited by Hallvard Odegaard, Trondheim, 1989
- Garg, S. K., "Sewage Disposal and Air Pollution Engineering", 9th revised edit., Khanna Publishers, New Delhi 1994
- Geller, G., „Horizontal Subsurface Flow Systems in the German Speaking Countries: summary of long-term scientific and practical experiences", Water Science and Technology, Vol. 35, No. 55, IAWQ 1997

- Grau, P., „Low Cost Wastewater Treatment", Water Science and Technology, Vol. 33. No 8, IAWQ, 1996
- GRET, "Water and Health in Underprivileged Urban Areas", PS Eau - Edition GRET, France, 1994
- Grobicki, A. and Stuckey, D.C., performance of the anaerobic baffled reactor", Poster Papers, Fifth International Symposium on Anaerobic Digestion, Bologna, May 1988
- Hagendorf, U., „Verbleib von Abwasserinhaltsstoffen bei Pflanzenkläranlagen im Langzeitbetrieb", FGU-Seminar: Naturnahe Abwasserbehandlung durch Pflanzenkläranlagen, Berlin 1997
- Hamburger Umwelt Institut e. V. and O Instituto Ambiental, "Biomass Nutrient Recycling - purifying water through agricultural production", Hamburg/Silva Jardim, 1994
- Hanqing Yu, Joo-Hwa Tay and Wilson, F., „A Sustainable Municipal Wastewater Treatment Process for Tropical and Subtropical Regions In Developing Countries", Water Science and Technology, Vol. 35, No. 9, IAWQ 1997
- Heinss, U., Larmie, S.A., Strauss, M., "Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics", EAWAG/SANDEC, Dübendorf CH, 1998
- Imhoff, K. and Imhoff, K.R., "Taschenbuch der Stadtentwässerung", 27th edit, R. Oldenbourg Verlag, München, Wien, 1990
- Inamori, Y. et.al., "Sludge Production Characteristics of Small Scale Wastewater Treatment Facilities Using Anaerobic/Aerobic Biotllm Reactors", Water Science and Technology, Volume 34, No. 3-4, IAWQ 1996
- Jenssen, P.D. and Siegrist, R.L., "Technology assessment of wastewater treatment by soil infiltration systems", Proceedings of conference on small wastewater treatment plants, edited by Hallvard Odegaard, Trondheim, 1989
- Johnstone, D.M.W. and Horan, N.J., "Institutional Development Standards and River Quality: A UK History and Some Lessons for Industrialising Countries", Water Science and Technology, Vol. 33, No. 3, IAWQ 1996
- Kadlec, Robert H. and Knight, Robert L, "Treatment Wetlands", Lewis Publishers; Boca Raton, New York, London, Tokyo, 1996
- Karstens, A. and Berthe-Corti, L, "Biologischer Hintergrund zur anaeroben Klärung von Abwässern" University of Oldenburg/BORDA 1996
- Khanna, P. and Kaul, S.N. ..Appropriate Waste Management Technologies for Developing Countries", Selected proceedings of the 3rd IAWQ specialized conference on Appropriate Waste Management Technologies for Developing Countries, Nagpur, 1995
- Knoch, W, "Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Abfallentsorgung - Chemische und analytische Grundlagen", VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim, 1991
- Kraft, H., „Alternative Decentralized Sewage Systems in Regions of Dense Population - Root Zone Treatment Plants and other Systems", Indo-German Workshop on Root Zone Treatment Systems, CPCB/GTZ, New Delhi, 1995
- Kunst, S. and Flasche, K, "Untersuchung zur Betriebssicherheit und Reinigungsleistung von Kleinkläranlagen mit besonderer Berücksichtigung der bewachsenen Bodenfilter", Abschlußbericht, ISAH, University of Hannover, 1995
- Lago, S. and Boutin, C, "Etude comparative des procedes d'épuration biologique dans le contexte africain", CEMAGREF Li32, 1991
- Liao Xianming, "Anaerobic Digester for Stabilizing Domestic Sewage", BRTC, Chengdu, 1993
- Lienard, A. and Coll., "Coupling of reed bed filters and ponds - an example in France", CEMAGREF, Lyon, 1994
- Loll, U., „Vergleich zwischen Wurzelraum-entsorgungs- und Teichkläranlage am Projekt Brandau" BMFT/ATV Seminar: Naturnahe Verfahren der Abwasserbehandlung, Pflanzenkläranlagen, Essen-Heidhausen, 1989
- Maeseneer, J.D. and Cooper, P., ..Vertical Versus Horizontal-Flow Reedbeds for Treatment of Domestic and Similar Wastewaters", IAWQ specialist Group Newsletter No. 16, (une 1997
- Mara, D., „Design Manual for Stabilization Ponds in India", Ministry of Environment and Forests / DFID, published by Lagoon Technology International Ltd., Leeds, 1997
- Metcalf & Eddy: "Wastewater Engineering, Treatment - Disposal - Reuse", third edition, TATA McGraw-Hill Edition, New Delhi 1995

- Mudrak, K. and Kunst, S., "Biologie der Abwasserreinigung", 3.Auflage, Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1991
- Orozco, A., „Anaerobic wastewater treatment using an open plug flow baffled reactor at low temperature", Poster Papers, Fifth International Symposium on Anaerobic Digestion, Bologna, May 1988
- Pande, D.R., De Poli, F. and Tilche, A., „Some aspects of horizontal design biogas plants" Poster Papers, Fifth International Symposium on Anaerobic Digestion, Bologna, May 1988
- Pandey, G.N. and Carney, G.C., "Environmental Engineering", Tata McGraw-Hill Publishing Company Ltd, Delhi, 1992
- Pedersen, P., „Ecology and Urban Planning", Working Paper No.1, Dept. Of Human Settlements, The Royal Danish Academy of Fine Arts, Copenhagen, 1991
- Platzer, Chr. and Mauch, K., „Evaluations concerning Soil Clogging in Vertical Flow Reed Beds", 5th International Conference on Wetland Systems for Waste Pollution Control, Vienna 1996
- Polprasert, C., "Organic Waste Recycling", Asian Institute of Technology, Bangkok, 1989
- Rybczynski, W., Polprasert, C.M., and McGarry, "Low Cost Technology Options for Sanitation - A State of the Art Review and Annotated Bibliography", IDRC 102 e, Ottawa, 1978
- Sasse, L. and Otterpohl, R., „Status Report on Decentralised Low Maintenance Wastewater Treatment Systems (LOMWATS)", produced by BORDA in cooperation with AFPRO, CEEIC, GERES, HRIIE and SIITRAT. Commission of the European Union - Brussels and State Office for Development Co-operation - Bremen, Bremen 1996
- Sasse, L., Kellner, C. and Kimaro, A., "Improved Biogas Unit for Developing Countries", GATE publication, Vieweg Verlag, Braunschweig, Wiesbaden, 1991
- Schertenleib, R., "Improved Traditional Nightsoil Disposal in China - An Alternative to the Conventional Sewerage System?", SANDEC-News, No.1, Dübendorf CH, 1995
- Schierup, H.H. and Brix, H., "Danish experience with emergent hydrophyte treatment systems (EHTS) and prospects in the light of future requirements to outlet water quality", Proceedings of conference on small wastewater treatment plants, edit. Hallvard Odegaard, Trondheim, 1989
- Shuval, H., Coll, J., "Wastewater Irrigation in Developing Countries - health effects and technical solutions", World Bank No. 51, Washington DC, 1986
- Strauss, M., Blumenthal, U.J., „Human Waste Use in Agriculture and Aquaculture" Executive Summary, IRCWD Report No. 09/90, IRCWD, Dübendorf CH, 1990
- Suwarnarat, K., „Abwasserteichverfahren als Beispiel naturnaher Abwasserbehandlungsmaßnahmen in tropischen Entwicklungsländern", (Dissertation), Darmstadt, 1979
- United States Environmental Protection Agency (EPA), "Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment", EPA/625/1-88/022, Cincinnati, 1988
- United States Environmental Protection Agency (EPA), "Small Community Wastewater Systems", EPA/600/M-91/032, Washington, 1991
- United States Environmental Protection Agency, "Wastewater Treatment/ Disposal for Small Communities", Design Manual, EPA/625/R-92/005, Cincinnati, 1992
- Winblad, U. and Kilama, W., "Sanitation without Water", revised and enlarged edition, Macmillan, London 1985, quoted in U. Winblad, "Recent Development in Sanitation", International Symposium on Integrated Water Management in Urban Areas, Lund, 1995
- Wissing F., "Wasserreinigung mit Pflanzen", Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1995
- World Bank and World Health Organization, "Health aspects of wastewater and excreta use in agriculture and aquaculture - The Engelberg report" - IRCWD, No.23, 1985
- World Health Organization, "Health Guidelines for the Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture", WHO Technical Report Series 778, Geneva, 1989
- Yang Xiushan, Garuti, G., Farina, R., Parsi, V. and Tilche, A., „Process differences between a sludge bed filter and an anaerobic baffled reactor treating soluble wastes", Poster Papers, Fifth International Symposium on Anaerobic Digestion, Bologna, May 1988

MOTS-CLES

Acides aminés	5-2	DEWATS	2.1.1
Acides gras volatils (AGV)	7-9	Difficiles à dégrader	5-4
Agents pathogènes	7.11, n.i	Diffusion, conditions préalables à la	3.2
Ammonium	7-6	Disques biologiques	9.14
Aspect social	3-3	Eau de pluie	7.1, 9.10
Autolyse	5-5-4. 9-io	Eaux usées domestiques	3.7.7.2, 8.3
Azote de Kjeldahl (Nkjel)	7.6	Eaux usées industrielles	3.7.3.2
Azote de l'albumen	7.6	Eaux usées par personne	13.1.5
Boîte noire	3-5-1	Enrichissement en oxygène	6.1
Chambre de dosage	9.11	Entretien	2.4.4, 3-5-1, 3.7.1.5
Charge hydraulique	8.1	Enzymes	5-2, 5-4
Charge organique	8.2	Étapes du traitement	5.1, 8.2
Charge polluante	13.1.9	Evacuation des boues	9.3, 10.1
Chlore	5-9	Faciles à dégrader	5-4
Colloïdes	7-2	Fermentation anaérobie	5-2
Commercialisation	3-7-3-3	Filtre anaérobie	9-4
Compost	0-3	Filtre horizontal	9-9- 9-io
Conditions anoxiques	5-4	Filtre vertical	9.9, 9.11
Couche de dépôts	5-5-3	Fosse compartimentée	,.6
Coût annuel	13.2.3	Fossé d'oxydation	9.14
Coûte du traitement	4-2	Fosse septique	9.2, 13.1.6
Darcy, loi de	9.10	Glucose	5-2
DBO demande biochimique en oxygène	7-5	H ₂ S, émission de	9.12.1
DBO filtré	3.6.2	Hydrocarbures	5-2
DBO	7-5	Installation de biogaz	12.3, 13.1.10
DCO demande chimique en oxygène	7-5	Jacinthes d'eau	9.12.3
Débit d'eau	7.1, 8.1	Lagunes à oxydation	9.12.1, 13.1.13
Décomposition aérobie	5-2	Lagunes aérobies	9.12.2
Dégrillage	5-5.1	Lagunes anaérobie	9.12.1
Dénitrification	5.6		

MOTS-CLES

Lagunes de décantation	9.12.1	Projets	3.7.2.3
Lagunes de pisciculture	11.3	Propriétés gravier	9.10
Lagunes facultatifs	9.12.1	Qualité du traitement	2.2.1
Lagunes	9.12	Ratio C/N/P/S	5.2
Lemna	9.12.3	Ratio DBO/N	7.6
Lit de séchage des boues	10.2	Ratio DBO/P	7.7
Macrophytes	9.10	Ratio DCO/DBO	7.5
Maladies véhiculées par l'eau	7.11	Recommandations de l'OMS	11.1
Matière sèche (MS)	7.2	Rentabilité du biogaz	13.2.2
Matière volatile (MV)	7.2	Seau basculant	9.11
Melange air-gaz	12.5	Sédimentation	5-5-2
Métabolisme	5.2	Séparateur à lamelles	5.5.3
Métaux lourds	5.8	Séparation de phases	5.4
Méthane	12.1	Solides en suspension (SS)	7.2
Nitrate	5.2, 6.2	Solides organiques totaux (SOT)	7.2
Nitrification	5.6	Solides totaux (ST)	7.2
Nitrites	6.2	Stockage du biogaz	12.3
Normes de rejet	3.6.2	Substances toxiques	5.8
Odeur	7.4	Substances toxiques	7.5
Oligo-élément	5.2	Surface nécessaires	2.1.4
Papyrus	9.12.1	Surface spécifique du filtre	9.4, 13.1.8
Pertes de charge hydraulique	9.3, 9.4	Systèmes hybrides	9.13
pH	7-8	Taille des grains	5.5-4.9-io
Phosphore	5.7	Taille des vides	9.10
Plantes aquatiques	9.12.3	Température	7.8, 13.1.8 ff
Processus aérobie	5.3	Temps de rétention hydraulique (TRH)	8.1
Processus anaérobie	5.3	Valeur fertilisante	11.4
Processus biochimique	5.2	Vitesse du flux	8.1, 9.6
Production de biogaz	12.1	Volume des boues	8.3
Production des boues	5.3	Volume des vides	9.10

Ce livre est destiné aux planificateurs du développement et chefs de projet qui ont l'intention de diffuser des systèmes de traitement des eaux usées décentralisés. Ce livre aide à comprendre les filières et les conditions de leur mise en oeuvre.

Ce livre est destiné aux ingénieurs qui ont besoin d'un outil pour la conception de stations de traitement des eaux usées. De livre aide à décider quel système de traitement est le plus approprié et permet à l'ingénieur de créer des feuilles de calcul por le dimensionnement des stations et le calcul de leurs coûts annuels avec le tableur de son