



HAL
open science

Compilation des Travaux du GiS BioSTEP de 1989 à 2019

Jean-Marc Perret, Jean-Pierre Canler, Roger Pujol, Nathalie Hyvrard, Anne Cauchi, Patrick Arnaud, Lauriane Juzan, Olivier Pétrimaux, Juan Ochoa, Vincent Rocher

► **To cite this version:**

Jean-Marc Perret, Jean-Pierre Canler, Roger Pujol, Nathalie Hyvrard, Anne Cauchi, et al.. Compilation des Travaux du GiS BioSTEP de 1989 à 2019. GIS BioSTEP. 2024, 225 p. hal-04815018

HAL Id: hal-04815018

<https://hal.inrae.fr/hal-04815018v1>

Submitted on 2 Dec 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Compilation des Travaux du GIS BioSTEP de 1989 à 2019

Compilation déposée sur HAL par Jean-Marc Perret

Novembre 2024

<https://hal.inrae.fr/>

Résumé

Ce document est la compilation de l'ensemble des fichiers qui étaient accessibles en ligne sur le site WEB du GIS Biostep « gisbiostep.irstea.fr », Site hébergé par INRAE et clos en septembre 2024.

Vous trouverez ainsi les documents de synthèse réalisés et mis en ligne par le groupe entre 1989 et 2019.

Mots Clés

Boue activée, dysfonctionnements biologiques, réensemencement biologique, microfaune, mousses biologiques stables, foisonnement, chloration, bioaugmentation fongique, passage d'un toxique, effets des chlorures, traitement des sulfures dans les réseaux, les matières de vidange, apport de chaux, ajout d'alcali, ajout de méthanol, produits lestant, épaissement des boues,

Qui étions-nous ?

Présentation du Gis BioStep

Créé en 1989, le "GIS* BioStep" (anciennement "GIS Mousse") s'est consacré à la Gestion des Aspects Biologiques des Stations d'Épuration.

Constitué de scientifiques, d'experts et de professionnels du traitement des eaux d'IRSTEA (ex Cemagref), de VERI (Veolia Environnement Recherche et Innovation) et Véolia-Eau, de la Lyonnaise des Eaux, de Suez Environnement, de Saur, de VINCI et du SIAAP, ses missions principales étaient centrées sur [le partage d'expériences](#) pour l'identification, l'analyse et la maîtrise des dysfonctionnements biologiques des stations d'épuration.

Les [membres du GIS BioStep](#) se réunissaient à raison de trois à quatre fois par an sous forme de réunion d'échange sur des thématiques choisies conjointement.

Ses activités donnaient lieu à [des publications collectives](#) largement diffusées auprès de la communauté technique concernée.

* Groupement d'Intérêt Scientifique

Les membres du GIS

Liste des membres participant au Gis Biostep en 2019

Patrick Arnaud	Lyonnaise des Eaux
Jean Pierre Canler	Irstea Lyon
Anne Cauchi	Véolia Eau
Nathalie Hyvrard	Saur
Lauriane Juzan	Irstea Antony
Juan Ochoa	VERI
Jean-Marc Perret	Irstea Lyon
Olivier Pétrimaux	VINCI
Roger Pujol	Lyonnaise des Eaux
Vincent Rocher	SIAAP



Table des matières

Résumé	3
Mots Clés	3
Qui étions-nous ?	3
Les membres du GIS	4
Table des matières	5
Le partage d'expériences	7
Comment démarrer une station d'épuration avec des boues d'une installation existante ?.....	8
Comment peut-on appréhender le passage d'un toxique sur une station d'épuration ?	11
Faut-il réensemencer le bassin d'aération après passage d'un toxique ?	13
L'apport de bio additifs est-il une solution efficace et adaptée pour réensemencer une filière et retrouver son niveau de traitement.....	15
L'apport de chaux permet-il d'apporter des bicarbonates dans les eaux usées ?	17
Un digesteur qui mousse ?	19
Pourquoi et comment vérifier le bon fonctionnement d'un agitateur ?	20
Les publications collectives	22
Entrée STEP	
Effet des chlorures sur le fonctionnement biologique d'une station d'épuration urbaine. 2012, 7p	24
Les matières de vidange bonnes pratiques pour limiter les nuisances en station d'épuration. 2008, 26p.	32
Traitement des sulfures dans les réseaux. 2006, 45p.	66
Traitement Biologique	
Les toxiques et le traitement biologique : constat, conséquences et redémarrage de la station. 2015, 6p.	113
Estimation des talons non traitables biologiquement. 2012, 3p.	120
Retour d'expérience d'un essai de bioaugmentation fongique en station d'épuration (poster associé). 2010, 6p.....	124
Augmentation de la quantité de biomasse autotrophe par ajout d'alcali. Annexe : Calcul dose alcali et bicarbonates. 2019, 13p.....	131
Démarrer une activité microscopie sur site. 2014, 7p.	146
Dysfonctionnements Biologiques	
Efficacité des principaux produits envisageables pour améliorer la décantabilité de la boue en cas de crise de foisonnement. 2010, 15p.....	154

Carnet de chloration. 1998, 11p.....	170
Dysfonctionnements biologiques dans les stations d'épuration en boues activées. Actes du colloque POLLUTEC. Lyon 21 octobre 1994, 86p.	185
Les éléments les plus significatifs de la microfaune des boues activées. Article de synthèse édité dans TSM numéro 9, septembre 1993, pp. 471-477.	186
Guide de lutte contre les mousses biologiques stables dans les stations d'épuration à boues activées.	195
Guide technique sur le foisonnement des boues activées.	195
Dysfonctionnements des stations d'épuration : origines et solutions.....	195
Traitement des Boues	
Gestion de la filière boues activées : importance de la phase d'épaississement avant le traitement des boues. 2013, 3p.	197
L'épaississement des boues : les règles de bonne gestion. 2001, 11p.	201
Colloque la Feyssine	213
FAQ - Foire aux Questions.....	224
La présence d'un décanteur primaire peut-elle créer des carences en carbone sur l'étage biologique ?	224
Comment peut-on remédier à ce problème sans ajouter du méthanol dans l'étage biologique ?	224
Peut-on faire du recyclage des boues primaires dans l'étage biologique pour apporter du substrat carboné ? Quelles sont les conséquences ?	224
Peut-on by-passer totalement la décantation primaire au niveau d'une filière de traitement des eaux domestiques ?	224
Connaissez-vous des stations de traitement des eaux domestiques de grande taille (autour de 140 000 EH) qui suppriment la décantation primaire pour éviter une carence en carbone	225
Quels sont les inconvénients et les avantages de l'aération par l'oxygène pur au lieu de l'air surpressé dans le cas des boues activées ?	225
Le domaine des biotechnologies est en plein développement. On voit apparaître régulièrement de nouvelles souches bactériennes pour améliorer les performances, réduire la production de boues, et diminuer les coûts d'exploitation. Que peut-on en dire ?	225
Comment évaluer l'augmentation de la charge à traiter induite par un dispositif de traitement des graisses ?	225

Le partage d'expériences

Question / Réponse sur la problématique « Dysfonctionnements biologiques »

- **Comment démarrer une station d'épuration avec des boues d'une installation existante ? peut-on appréhender le passage d'un toxique sur une station d'épuration ?**
- **Comment peut-on appréhender le passage d'un toxique sur une station d'épuration ?**
- **Faut-il réensemencer le bassin d'aération après passage d'un toxique ?**
- **L'apport de chaux permet-il d'apporter des bicarbonates dans les eaux usées ?**
- **Un digesteur qui mousse ?**

Question / Réponse sur la problématique « Dysfonctionnements biologiques »

Comment démarrer une station d'épuration avec des boues d'une installation existante ?

NOTA

Le présent cas ne s'applique que pour une station à boue activée avec clarificateur secondaire.

- **Pourquoi cette question ?**

Lorsqu'une nouvelle station d'épuration est construite à proximité d'une autre, les boues de celle-ci sont souvent utilisées pour ensemercer la nouvelle installation.

Les raisons habituellement avancées sont de deux ordres :

- Technique : transférer les boues d'une station A vers une station B permet d'ensemencer plus rapidement la nouvelle installation (B) ou une installation sans biomasse (toxique)
- Economique : la réutilisation des boues d'une ancienne station évite les coûts d'évacuation et de transport. Dans les deux cas, installation nouvelle ou perte de biomasse, on économise le réensemencement par des bio additifs onéreux.

- **Les avantages cités**

- C'est une opération simple : il s'agit de transférer les boues de la station existante vers la nouvelle par pompage (direct ou via un hydrocureur),
- On gagne du temps sur le démarrage de l'installation et sur sa montée en charge,
- Le rejet de la nouvelle installation est de meilleure qualité pendant la phase de démarrage, dès les premiers jours.

- **Comment procéder**

1. **Il est indispensable de vérifier au préalable la bonne qualité biologique de la boue.**

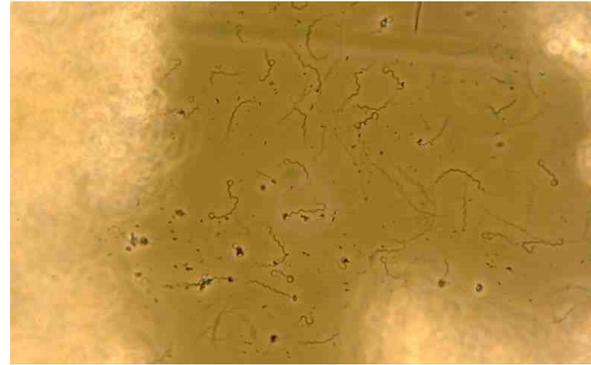
Cette vérification est basée sur les observations et tests suivants :

- La boue doit présenter une couleur saine, typiquement marron (ni grise, ni noire qui sont des couleurs traduisant la présence de soufre réduit donc de fermentations),
- L'indice de boues (IB) doit être inférieur à 150 ml/g ce qui correspond à une boue non filamenteuse (ou faiblement),
- La boue ne doit pas être septique, c'est-à-dire peu concentrée en NH_4 dans le liquide interstitiel, ayant une odeur de boue acceptable (humus, aérée) et présentant peu de micro-organismes indicateurs de septicité : bactéries libres dans l'eau interstitielle, zooflagellés et spirilles.

Question / Réponse sur la problématique « Dysfonctionnements biologiques »



Boue noire



Spirilles

2. Il faut éviter tout stockage prolongé sans aération des boues

Il est recommandé de ne pas laisser les boues sans aération pendant plus de 24 heures. Si ce n'est pas possible, il est nécessaire de prévoir un dispositif d'aération d'appoint. Dans tous les cas il faut minimiser les temps sans aération.

3. Il faut éviter de pomper les dépôts

Il faut effectivement ne pas ramener dans la nouvelle station les sables et autres débris s'étant déposés au fond des anciens ouvrages ou dans les zones faiblement brassées.

Attention à respecter les équilibres de pression lors de la vidange du bassin.

4. Il est impératif lors du transfert de faire transiter les boues par les prétraitements de la nouvelle station

Cette opération sera réalisée en respectant les limites hydrauliques des prétraitements, ce qui nécessite d'ajuster le débit de la pompe de reprise des boues.

Si les prétraitements ne sont pas utilisables (trop éloignés, pas de pompe adaptée à l'hydraulique, etc.), on ne réutilisera pas les boues.

Mauvaises pratiques - la reprise des dépôts et filasses entraînera des difficultés de fonctionnement : colmatage des diffuseurs fines bulles, accrochage sur les agitateurs immergés ou pales bananes, colmatage de pompes...

5. L'opération doit être réalisée en un temps minimum

Question / Réponse sur la problématique « Dysfonctionnements biologiques »

2 à 3 jours sont des durées que l'on considèrera comme maximales. Les équipements de pompage doivent donc aussi être adaptés aux volumes de boues que l'on compte récupérer et à la taille de la station.

Note importante : s'il est prévu une alimentation à fort débit, il convient de bien respecter les équilibres de pressions statiques liés aux différences de hauteur d'eau de part et d'autre des parois séparant les bassins (par exemple les zones d'anoxie et d'aération) afin d'éviter leur dégradation voire leur effondrement.

6. Pour des boues de bonne qualité

Il est possible de procéder à leur pompage vers les nouveaux bassins après 2 heures de **décantation pour limiter les volumes. Attention à ne pas fixer le tuyau d'aspiration sur le radier.**

- **Démarrage de la nouvelle STEP**

Ce document n'a pas vocation à décrire la procédure de démarrage de la nouvelle station. Les recommandations suivantes sont toutefois importantes :

- la Charge massique de l'installation doit être calée rapidement à 0,1 kg DBO₅/kg MVS.j en jouant sur la concentration en MVS au sein des bassins,
- l'aération doit être mise en œuvre rapidement (au besoin avec des équipements d'appoint pour éviter de longues périodes sans aération), réglée et suivie.
- l'Indice de Boues doit être mesuré et son évolution attentivement suivie,
- l'ammoniac en sortie doit également être suivi.

Le respect de ces recommandations doit permettre d'atteindre un fonctionnement normal de l'installation à partir de 8 jours.

Lecture recommandée : FNDAE n° 33

Question / Réponse sur la problématique « Dysfonctionnements biologiques »

Comment peut-on appréhender le passage d'un toxique sur une station d'épuration ?

- **1^{ère} étape : Par l'observation d'une défloculation de la boue :**

C'est à dire la remontée de « fines » au niveau du clarificateur, une mesure du disque de secchi alarmante, une mesure de turbidité importante ou une concentration en MES élevée en sortie d'ouvrage pouvant être associée à d'autres observations comme les enregistrements des paramètres physico-chimiques sur l'installation s'ils existent au moment du passage présumé du toxique :

- Chute ou pic de pH,
- Pic de conductivité,
- Pic de l'oxygène dissous suite au passage du toxique : décès ou inhibition de la biologie qui induit une demande en O₂ inférieure ou une durée de l'aération plus faible si asservissement.

- **2^{ème} étape : Par l'observation microscopique des boues associée à une décantation en éprouvette :**

Lors de la décantation en éprouvette, le surnageant est turbide et, éventuellement, des flottants sont présents en surface.

Si l'observation microscopique est réalisée régulièrement, un changement de population doit être observé avec une baisse voire la disparition des protozoaires suivant la dose et le type de toxique en cause, l'éclatement des floes, une eau interstitielle turbide et chargée de bactéries libres.

- **3^{ème} étape : Par l'analyse chimique de certains paramètres en sortie de station**

Rappel :

Pour un procédé biologique de type boue activée aération prolongée, le temps de séjour de l'eau dans l'installation est de l'ordre de la journée (donc 1 jour pour renouveler le milieu) alors que le temps de séjour de la boue (âge de boue) est au minimum de l'ordre de 15 jours avec des taux de croissance élevés pour les bactéries hétérotrophes intervenant dans le traitement du carbone (abattement de la DCO et de la DBO₅), de la dénitrification et de la déphosphatation biologique.

Les germes Autotrophes responsables de la nitrification (passage du N-NH₄⁺ au N-NO₃⁻) ont eux des taux de croissance beaucoup plus faibles.

Ainsi, lors du passage d'un toxique, la nitrification est d'abord affectée (population plus sensible), puis dans un second temps selon la dose le traitement du carbone.

L'analyse des eaux de sortie permet donc de confirmer le passage du toxique et son impact sur la biologie :

- **Analyse de la DCO dissoute (ou de la DBO₅ dissoute)**

L'analyse de la DCO dissoute effectuée sur la sortie après filtration, permet de se rendre compte si l'élimination de la fraction biodégradable (DCO dissoute – DCO réfractaire) réalisée par les bactéries hétérotrophes a été affectée par le toxique.

Question / Réponse sur la problématique « Dysfonctionnements biologiques »

Cette concentration en DCO dissoute biodégradable peut être approchée avec les 2 paramètres concentration en DCO brute (ou totale) et concentration en MES en utilisant la formule :

$$\text{DCO soluble biodégradable} = \text{DCO brute} - (1,2 \times \text{MES})^* - \text{DCO réfractaire}$$

* : 1 g de MES apporte 1,2 g de DCO ou 0,5 g de DBO₅

La DCO réfractaire peut être estimée pour des ERU normalement concentrées à 35 mg/L ou à 5% de la DCO totale.

➤ Analyse du N-NH₄⁺

L'analyse du N-NH₄⁺ effectuée sur la sortie après filtration permet de se rendre compte si le toxique a affecté la population beaucoup plus sensible des Autotrophes responsables de la nitrification. Ainsi, en cas de toxique « léger », c'est souvent le N-NH₄ qui est le premier traceur.

La présence de nitrites est aussi un indicateur de passage d'un toxique.

L'analyse du TAC en entrée et sortie d'installation après filtration permet la même approche

$$(\text{TAC mesuré à l'entrée} - \text{TAC mesuré en sortie}) / 8,5$$

Cette formule rapide indique la concentration en N-NH₄ éliminé sur le site (la nitrification d'1 mg de N-NH₄ nécessite 8,5 mg de HCO₃⁻ *).

* : le TAC s'exprime en °F avec 1 °F = 12,2 mg de HCO₃⁻

Question / Réponse sur la problématique « Dysfonctionnements biologiques »

Faut-il réensemencer le bassin d'aération après passage d'un toxique ?

• Cas du traitement du carbone :

Si les performances de l'installation ne sont pas totalement affectées, c'est à dire présence d'une activité biologique, rendement sur la DBO₅ soluble > 40% et rendement sur la DCO soluble > 60-70%

Pas de réensemencement

Le système retrouve rapidement ses performances en 2 à 3 jours.

Si on note une absence de performance de l'installation

- Avec des fortes contraintes sur le milieu récepteur

Réensemencement indispensable

- Avec des contraintes moindres, (95% de fiabilité) et une surveillance de la reprise du traitement

Réensemencement non indispensable

Mais traitement poussé après quelques jours

• Cas du traitement de l'azote :

Si les performances de l'installation sont peu affectées, c'est à dire
Perte de la nitrification jusqu'à 30% (ou chute du NTK de 30%)

Pas de réensemencement

Si on note une perte totale de la nitrification, c'est à dire
Rendement sur la NTK < 40% et rendement sur la NGL < 40%

Réensemencement indispensable

Et reprise de la nitrification de l'ordre de + 10% par jour de la charge nitrifiée

Outils à disposition :

Pour évaluer si la biomasse a été détruite (ou inhibée) par le toxique, des tests en batch peuvent être réalisés sur site :

- Test de nitrification en batch
- Test sur substrat carboné (eau usée) en batch et suivi de la respiration

Le Réensemencement :

Il est constitué d'un apport de quelques camions de boues biologiques extraites du bassin d'aération ou du clarificateur (boues fraîches) issues d'une station voisine nitrifiante (donc d'un bon degré d'aération) et exemptes de dysfonctionnement biologique (Indice de boue IB < 120 mL/g de MES).

Question / Réponse sur la problématique « Dysfonctionnements biologiques »

Cet apport peut représenter de 5 à 10 % de la quantité de MES présente dans le système à réensemencer.

Quelques précautions

Lors d'un réensemencement, la charge massique est très élevée ce qui occasionne la formation de petits floccs biologiques. Ces petits floccs, légers, sont sujets à un entraînement rapide vers le milieu récepteur.

Afin de les maintenir dans le système et permettre un redémarrage correct de l'installation deux précautions peuvent être prises :

- Brider partiellement l'hydraulique de l'installation par l'utilisation du by-pass d'entrée.
- Apporter un produit « lestant » comme le chlorure ferrique (FeCl_3), un polymère à haut poids moléculaire, le Talc,....

Question / Réponse sur la problématique « Dysfonctionnements biologiques »

L'apport de bio additifs est-il une solution efficace et adaptée pour réensemencer une filière et retrouver son niveau de traitement

Les exploitants de stations d'épuration sont régulièrement démarchés pour tester des apports de bio additifs composés d'un cocktail de souches spécifiques (bactéries et/ou levures et/ou enzymes et/ou champignons) dans leur bassin d'aération afin d'améliorer les performances de leur installation ou de remédier à un dysfonctionnement biologique suite au passage d'un toxique ou au développement d'une biomasse non adaptée (bactéries filamenteuses).

Démarche :

Ces organismes de culture sont souvent présentés par les fabricants comme un cocktail de souches spécifiques sélectionnées pour leur capacité de traitement. Après une analyse du fonctionnement de la station et des organismes déjà présents dans les bassins, ces cocktails sont souvent « personnalisés » suivants les sites.

Protocole :

Sur la station, ils peuvent être à injecter en une ou plusieurs fois dans le bassin ou en continu sur une période plus longue à partir d'un réacteur de culture aéré mis en place en poste fixe sur le site : cuve (d'activation, d'incubation ou de maturation) équipée d'un aérateur; d'un agitateur et d'une pompe doseuse.

Résultats annoncés :

Ils sont souvent proposés pour améliorer le traitement du carbone ou/et de l'azote, tout en réduisant la production de boues et les dépenses énergétiques de l'installation.

Les expériences du groupe Gis biostep :

Dans les faits, les retours d'expérience des exploitants et les suivis plus ou moins poussés qui ont été réalisés sur des sites ayant tentés l'expérience ne montrent pas d'amélioration notable du traitement, et ceci sur aucun des points mis en avant par les commerciaux.

Récemment, un suivi poussé sur 7 mois a été réalisé sur un site équipé de 2 files de traitement parallèle (1 témoin / 1 testée). Il comprenait un suivi d'exploitation poussé (performances de traitement, consommations énergétiques, production de boues, consommations de polymère), un suivi microbiologique et par observations microscopiques comparatif des boues des 2 files ainsi que des tests comparatifs de cinétiques de nitrification.

D'un point de vue financier, le coût de ces apports de cultures d'organismes pour améliorer le traitement sont élevés.

Des suivis d'essais ont été réalisés en boue activée :

- Suite à une perte importante de la nitrification,
- Pour une réduction de boue et un gain en réactifs
- Pour une amélioration de la décantation et de la déshydratation des boues.

Ils ont également été réalisés, sans succès en biofiltration, pour l'ensemencement en biomasse autotrophe de réacteurs à l'arrêt.

Question / Réponse sur la problématique « Dysfonctionnements biologiques »

Les interrogations sur le bien-fondé de cette technique sont :

- Comment la faible quantité d'organismes apportés (de l'ordre du m³) peut avoir un impact au milieu de la masse de boue présente dans le bassin d'aération ?
- Est ce que ces souches élevées en laboratoire survivent réellement au milieu de la faune présente dans le bassin d'aération ?

Il faut écarter de cette liste les petites stations initialement mal réglées (recirculation, aération, taux de boue dans les bassins,..) qui ont atteint de meilleures performances suite à ces apports mais surtout aux modifications de réglage réalisées par le revendeur de bactéries lors du démarrage de l'expérimentation.

Par contre, le traitement des graisses par ces apports de cocktail d'organismes a montré des résultats positifs au niveau du traitement de ces composés. Par contre, les graisses ne sont pas traitées comme annoncé par les revendeurs mais hydrolysées en molécules plus simples qui seront plus facilement dissoutes dans le milieu.

Question / Réponse sur la problématique « Dysfonctionnements biologiques »

L'apport de chaux permet-il d'apporter des bicarbonates dans les eaux usées ?

La forme de carbone minérale assimilable par les bactéries autotrophes sont les bicarbonates. Ils sont donc indispensables pour la biomasse autotrophe.

Réponse :

L'apport de chaux ne permet en aucun cas d'augmenter la quantité de bicarbonates contenue dans les eaux usées.

Cet apport permet simplement de maintenir à peu près constant (perte de quelques pourcentages) la quantité de bicarbonates apportée par les eaux usées malgré la présence d'un traitement chimique primaire consommateur de bicarbonates en raison de l'acidification du milieu effectué à l'amont du traitement biologique.

Rappels :

Lorsque le traitement de l'azote est recherché et plus particulièrement la nitrification, l'oxydation d'un mg d'azote ammoniacal (N-NH_4^+) en nitrates (N-NO_3^-) consomme 8,7 mg de bicarbonates (HCO_3^-).

Si on veut nitrifier 35 mg de N-NH_4^+ /l en nitrates, il faut que les eaux usées contiennent au moins 305 mg de bicarbonates/l ($8,7 \text{ mg HCO}_3^- \times 35 \text{ mg de N-NH}_4^+$). Dans le cas où la quantité de bicarbonates dans les eaux usées brutes est insuffisante pour la nitrification, il faudra compléter l'effluent par l'ajout direct dans les eaux usées à traiter à l'amont immédiat du biologique de bicarbonates de sodium ou de potassium en fonction de leur coût.

L'ajout de chaux permet uniquement de compenser la perte de bicarbonates lors de l'étape de décantation primaire avec ajout de réactifs chimiques ; où l'ajout de chlorure ferrique (FeCl_3 - produit acide) étant consommateur de bicarbonates.

Pour aller plus loin :

Note plus détaillée sur les besoins en carbone minéral pour la nitrification sur le site.WEB

Remarque analytique :

Il faut exprimer le résultat en bicarbonates (mg d' HCO_3^- /l) car il correspond à la forme disponible pour la biomasse autotrophe. L'expression en CaCO_3 peut porter à confusion car elle revêt une notion de dureté (calcium, magnésium,...) mais aussi d'alcalinité. Pour l'alcalinité, et selon le pH du milieu, la valeur en CaCO_3 ne donne pas uniquement les bicarbonates ; au-delà d'un pH de 8,3, la teneur en CaCO_3 intègre aussi des hydroxydes et carbonates, formes non disponibles pour la biomasse.

Chaux vive : CaO

Chaux éteinte : Ca(OH)_2

1 degré Français équivaut à 12,2 mg de HCO_3^- ou 10 mg CaCO_3 .

Question / Réponse sur la problématique « Dysfonctionnements biologiques »

Un digesteur qui mousse ?

1. Est-ce fréquent ?

Oui, et dans tous les pays. Le phénomène est encore plus fréquent lorsque le traitement de l'eau est réalisé par procédé biologique (boue activée). Diverses études réalisées à l'étranger (Ross et Ellis, Water Environ.res, vol 64.p154 -1992) montrent que le moussage touche environ un digesteur sur deux, de manière intermittente ou continue.

2. Le diagnostic :

- difficulté de brasser correctement le digesteur
- colmatage partiel des canalisations d'évacuation et de recyclage du biogaz
- montée en pression au niveau de la coupole
- difficulté pour déshydrater les boues
- gradient de concentration dans le digesteur (ex 5% de MS en surface et 2% en zone basse).

3. Les conséquences :

- diminution des performances du digesteur
- augmentation des coûts d'exploitation (réactifs pour la déshydratation, baisse de biogaz, réactifs antimousses ...)

4. Les causes :

Le phénomène complexe a des origines multiples qui se conjuguent à un certain moment sous certaines conditions pour induire le moussage.

Les causes les plus fréquemment observées sont :

- présence de microorganismes filamenteux hydrophobes dans les boues activées alimentant le digesteur (principalement microthrix et Nocardia spp),
- variation brutale de la charge appliquée (AGV élevés, MV mal dégradées, augmentation teneur en colloïdes)
- surcharge du digesteur
- excès de tensio actifs (chimiques ou biologiques)

5. Les remèdes :

- action rapide : produits antimoussage (souvent à base de silicone) sous réserve de trouver le bon produit et la bonne dose. Leur utilisation fréquente affecte négativement le compte d'exploitation. Cette action ne peut être que de courte durée.

- action sur le process :

- Veiller à alimenter le digesteur le plus régulièrement possible; sans à coups, à des charges compatibles avec son dimensionnement (en général $< 2 \text{ kg DCO / m}^3 \cdot \text{j}$).
- Veiller au bon brassage du digesteur ($V_{\text{gaz}} : 1,5 \text{ à } 2 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot \text{h}$)
- Maîtriser la croissance filamenteuse dans les boues activées (se reporter au doc Gis biostep FNDAE N°33) et amener au digesteur des boues sans filaments hydrophobes

Question / Réponse sur la problématique « Dysfonctionnements biologiques »

Pourquoi et comment vérifier le bon fonctionnement d'un agitateur ?

Un dysfonctionnement des agitateurs (panne, puissance spécifique insuffisante) peut induire la formation de dépôts en fond d'ouvrage et créer des zones d'anaérobie favorables au développement de populations de bactéries filamenteuses (aération moindre, septicité).

Rappel des Objectifs de l'agitation :

La mise en place d'agitateur dans les bassins de traitement des stations d'épuration (Boue activée, zone d'anoxie, zone d'anaérobie, et dans certains cas zone de contact, dégazeur...) a principalement comme objectifs :

- de maintenir les flocs biologiques en suspension dans les ouvrages afin d'améliorer le contact boue / effluent, et d'éviter ainsi les dépôts en fond de bassin
- de créer un mouvement hydraulique (chenaux, bassin circulaire) qui permet de favoriser le transfert en oxygène entre la biomasse et le liquide interstitiel.

Recommandations :

La gamme des puissances spécifiques à retenir pour assurer un brassage suffisant est:

Agitation grandes pâles	1 à 2 W.m ³ de bassin
Agitation petites pâles	4 à 5 W.m ³ de bassin

Ces valeurs sont bien entendu fonction de la configuration des bassins.

La vitesse efficace et économique de circulation horizontale en fond de bassin est supérieure à 30 cm/s.

Rappelons que certains sites ne sont pas équipés d'agitateur. Le brassage des bassins est alors assuré par les systèmes d'aération. La gamme des puissances spécifiques à retenir pour assurer un brassage suffisant est alors:

Turbines	30 à 35 W.m ³ de bassin
Brosse	25 à 35 W.m ³ de bassin
Insufflation d'air	12 à 15 W.m ³ de bassin

Principaux problèmes rencontrés :

Lors de leur mise en place à la construction, une mauvaise position de l'agitateur au sein du bassin (angle, positionnement/muret, hauteur d'immersion...) ou la présence d'un obstacle (guides latéraux des raquettes de diffuseurs surdimensionnés, canaux traversiers...) devant celui-ci pénalisera fortement son efficacité et peut créer des mouvements hydrauliques contraires à ceux recherchés (spiral-flow).

De plus, l'observation visuelle des remontées de bulles (en insufflation d'air) permet d'appréhender l'existence de spiral-flow entre l'agitateur et la première raquette de diffuseurs. Cette première raquette de diffuseurs doit donc être située à une distance minimale à l'aval de l'agitateur, celui-ci ne devant pas être placé dans une zone alimentée par des bulles d'air (Cf. doc technique FNDAE n°26 : Insufflation d'air fines bulles).

L'observation d'un contre-courant de surface au-devant de l'agitateur, aération et agitation en marche, ou la présence continue de mousse stable en certains points du bassin laisse supposer un mauvais fonctionnement hydraulique.

De même, l'arrivée des bulles d'air dans la zone de balayage des pales témoigne d'une mauvaise implantation de l'appareil.

Pour ces 2 cas, une perte énergétique réelle est mesurée.

Question / Réponse sur la problématique « Dysfonctionnements biologiques »

Rappelons que sur les installations importantes équipées d'immenses bassins d'aération de type chenal, plusieurs agitateurs peuvent être placés à des profondeurs différentes au même point de l'ouvrage.

Identification des problèmes :

Le suivi « en routine » du bon fonctionnement des agitateurs est nécessaire et comporte les contrôles suivants :

- Vérification de la rotation effective des pâles des agitateurs et de leur sens de rotation : détection de mouvements hydrauliques, fonctionnement avec relevage de l'appareil si nécessaire (usure des pales, filasse).

- Mesures électriques (Intensité et $\cos\phi$) de l'agitateur en fonctionnement et suivi de sa consommation électrique. Cette mesure de l'intensité et du $\cos\phi$ permet de vérifier facilement le fonctionnement optimal de l'appareil et de suspecter des « balourds » dus à l'accroche de filasses. Lors de la mesure, une différence importante de l'intensité ou du $\cos\phi$ entre les trois phases indique un problème de fonctionnement. De plus, la puissance mesurée doit correspondre à la puissance de consigne du constructeur.

Enfin, un sondage rapide manuel des dépôts en différents points des bassins reste le moyen de vérifier in fine que l'objectif recherché est réellement obtenu.

Les publications collectives

Entrée STEP

- Effet des chlorures sur le fonctionnement biologique d'une station d'épuration urbaine. **2012, 7p.**
- Les matières de vidange bonnes pratiques pour limiter les nuisances en station d'épuration. **2008, 26p.**
- Traitement des sulfures dans les réseaux. **2006, 45p.**

Traitement Biologique

- Les toxiques et le traitement biologique : constat, conséquences et redémarrage de la station. **2015, 6p.**
- Estimation des talons non traitables biologiquement. **2012, 3p.**
- Retour d'expérience d'un essai de bioaugmentation fongique en station d'épuration (poster associé). **2010, 6p.**
- Augmentation de la quantité de biomasse autotrophe par ajout d'alcali.
Annexe : Calcul dose alcali et bicarbonates. **2019, 13p.**

Dysfonctionnements biologiques

- Démarrer une activité microscopie sur site. **2014, 7p.**
- Efficacité des principaux produits envisageables pour améliorer la décantabilité de la boue en cas de crise de foisonnement. **2010, 15p.**
- Carnet de chloration. **1998, 11p.**
- Dysfonctionnements biologiques dans les stations d'épuration en boues activées. **Actes du colloque POLLUTEC. Lyon 21 octobre 1994, 86p.**
- Les éléments les plus significatifs de la microfaune des boues activées. **Article de synthèse édité dans TSM numéro 9, septembre 1993, pp. 471-477.**
- Guide de lutte contre les mousses biologiques stables dans les stations d'épuration à boues activées. **Document technique FNDAE hors_série, 1993, 87p.**
- Guide technique sur le foisonnement des boues activées. **Document technique FNDAE n°8, 1990, 57p.**

Traitement des Boues

- Gestion de la filière boues activées : importance de la phase d'épaississement avant le traitement des boues. **2013, 3p.**
- L'épaississement des boues : les règles de bonne gestion. **2001, 11p.**



Entrée STEP

- Effet des chlorures sur le fonctionnement biologique d'une station d'épuration urbaine. **2012, 7p.**
- Les matières de vidange bonnes pratiques pour limiter les nuisances en station d'épuration. **2008, 26p.**
- Traitement des sulfures dans les réseaux. **2006, 45p.**



Effet des chlorures sur le fonctionnement biologique d'une station d'épuration urbaine. 2012, 7p



Effet des chlorures sur le fonctionnement biologique d'une station d'épuration urbaine

Provenance des chlorures

L'arrivée de chlorures dans la station peut avoir plusieurs origines :

- Intrusion d'eau de mer dans les réseaux d'assainissement (littoral)

La teneur en chlorures (Cl^-) observée au niveau des réseaux d'assainissement situés en bordure de mer est très variable et est fonction de la proportion d'eau de mer entrant dans le réseau. En général, la concentration en chlorures en entrée de station d'épuration (STEP) est de 80 à 250 mg/L. La concentration en chlorures dans le bassin d'aération alimenté par un réseau influencé par les marées peut atteindre des valeurs de 1 à 3 g/L.

- Salage des chaussées en période hivernale

Pour limiter les arrivées brutales en entrée de station, il faudra trouver des alternatives au salage (graviers, copeaux), réduire les apports, et/ou n'effectuer le salage que dans les secteurs où le réseau est séparatif.

- Arrivées d'effluents industriels (industries chimiques, agro-alimentaires,...)

Dès que le réseau a des raccordements d'industries pouvant apporter des chlorures, il faut surveiller ces apports. Le raccordement d'effluents industriels n'est envisageable que si les chlorures présents dans les rejets industriels n'induisent pas une concentration en chlorures supérieure à 500 mg/L en entrée de station d'épuration (CCTG fascicule 81 titre II). Pour des valeurs plus importantes, les rejets industriels doivent être étalés dans le temps par la création d'un bassin tampon aéré avec une régulation en fonction de la conductivité.

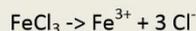
- Apports en chlorures liés au process

Les ajouts de FeCl_3 pur pour la déphosphatation physico-chimique apportent des chlorures mais ils n'ont pas d'incidence sur la biologie pour des doses classiquement utilisées. Les lavages de membranes ainsi que les traitements par ajout de chlore (lutte contre les bactéries filamenteuses) n'apportent pas de chlorures, car au sein du bassin d'aération, pour passer de la forme chlore à la forme chlorure, il faut qu'il y ait une réaction de réduction.

Combien de chlorures apportent 100 mg/L de FeCl_3 pur ?

$M(\text{Fe}) = 56 \text{ g/mol}$ et $M(\text{Cl}) = 35,5 \text{ g/mol}$ d'où $M(\text{FeCl}_3) = 56 + (3 \times 35,5) = 162,5 \text{ g/mol}$

M = masse molaire (g/mol)



$$100 \times 3 M(\text{Cl}^-) / M(\text{FeCl}_3) = 100 \times 106,5 / 162,5 = 65,5$$

100 mg/L de FeCl_3 apportent donc 65,5 mg de Cl^- .

Quel capteur d’alerte sur station d’épuration ?

Le meilleur capteur d’alerte est la mise en place d’une mesure de la conductivité en entrée de station. L’acquisition d’un conductimètre est donc vivement recommandée pour les STEP sujettes à la présence de chlorures. Ce capteur est intéressant car il est peu onéreux, rustique et de faibles contraintes d’exploitation. Il apporte des informations sur la concentration en sels dans le milieu, dont les chlorures (fig. 1), et notamment les pics de concentration sur 24h (en cas de suivi continu). Les mesures en continu permettent, en fixant des seuils, d’écarter les pointes de concentration en dirigeant l’effluent vers un bassin tampon par exemple.

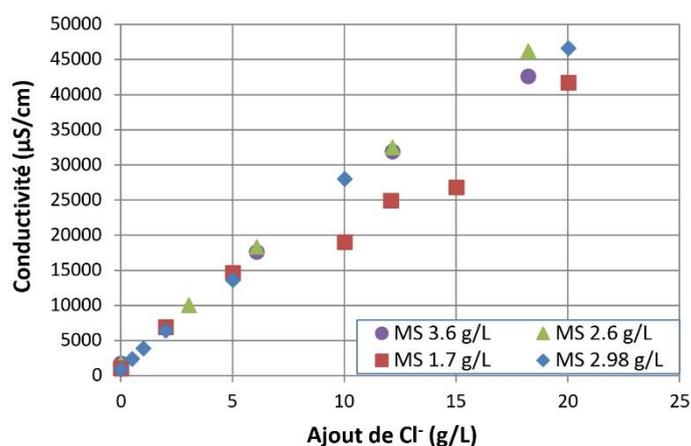


Figure 1 : Impact d’ajouts dosés de Cl⁻ (0.5, 1, 2, 5, 10 et 20 g/L) sur la conductivité de quatre boues de concentrations en matières sèches (MS) différentes

La conductivité est proportionnelle à la concentration en sels dissous, avec $k = 0.65$ à 0.85 pour la plupart des eaux :

$$\text{Conductivité } (\mu\text{S/cm}) \times k = \text{ensemble des sels dissous (mg/L)}$$

Pour une eau usée classique, la conductivité est de 800 à $1200 \mu\text{S/cm}$, avec une concentration en ions chlorures de 80 à 250 mg/L (tableau 1). Dès que la conductivité est supérieure, il est sûr qu’il y a des apports de sels. Si ces apports sont liés à des chlorures (Cl^-), une augmentation de la conductivité de $800 \mu\text{S/cm}$ (augmentation de 1200 à $2000 \mu\text{S/cm}$) correspond à un apport supplémentaire d’environ 500 mg/L de chlorure de sodium NaCl ($800 \times 0,65$), soit environ 300 mg/L de Cl^- . Pour une conductivité supérieure à $1500 \mu\text{S/cm}$, il y a présence de rejets particuliers (industriel (chimique, agro-alimentaire), touristique..).

Tableau 1 : Caractéristiques de différents types d'eaux

* Jean Rodier, l'analyse de l'eau, 8^{ème} édition 1996

Caractéristiques	Eau de mer*	Eau usée classique (éch. moyen 24h)	Eau calcaire	Eau de surface (faiblement minéralisée)	Eau faiblement chlorurée
Sels totaux	35 g/L (dont HCO ₃ ⁻)				
Cl ⁻	19 g/L	80-250 mg/L	< 50 mg/L	Variable	< 10 mg/L
Na ⁺	10,5				
Mg ²⁺	1,35				
SO ₄ ²⁻	2,65				
Ca ²⁺	0,4				
K ⁺	0,38				
Conductivité (μS/cm)	55 000	800-1200	350-700	< 250	> 350
Coefficient k (données Irstea)	0,65	Variable 0,7-0,8	0,75-0,85	0,65	0,80 à 0,85

Quelle est la proportion de chlorures dans une eau de mer et quelle est la conductivité liée ?

D'après les valeurs du tableau 1, la proportion de chlorures dans les sels dissous est de 54 % (19/35 x 100) et la conductivité liée aux chlorures est de 29 μS/cm (19/0,65).

Effet des chlorures sur le fonctionnement biologique d'une station d'épuration

L'action principale est liée au gradient de pression osmotique entre la bactérie et le liquide interstitiel. Plus le gradient est fort, plus la défloculation sera importante. Lors d'une défloculation partielle, l'activité biologique est réduite car les cinétiques sont diminuées. La conséquence peut être la perte de boues. Selon le stade du stress, on peut aussi aboutir à la lyse bactérienne, entraînant un moussage et une augmentation de la DCO dissoute.

Un des moyens de surveiller le phénomène de défloculation est de mesurer le volume décanté en trente minutes (VD₃₀). Des tests de décantation ont été réalisés sur la même boue après ajout de différentes doses d'ions chlorures, les résultats sont présentés en figure 2.

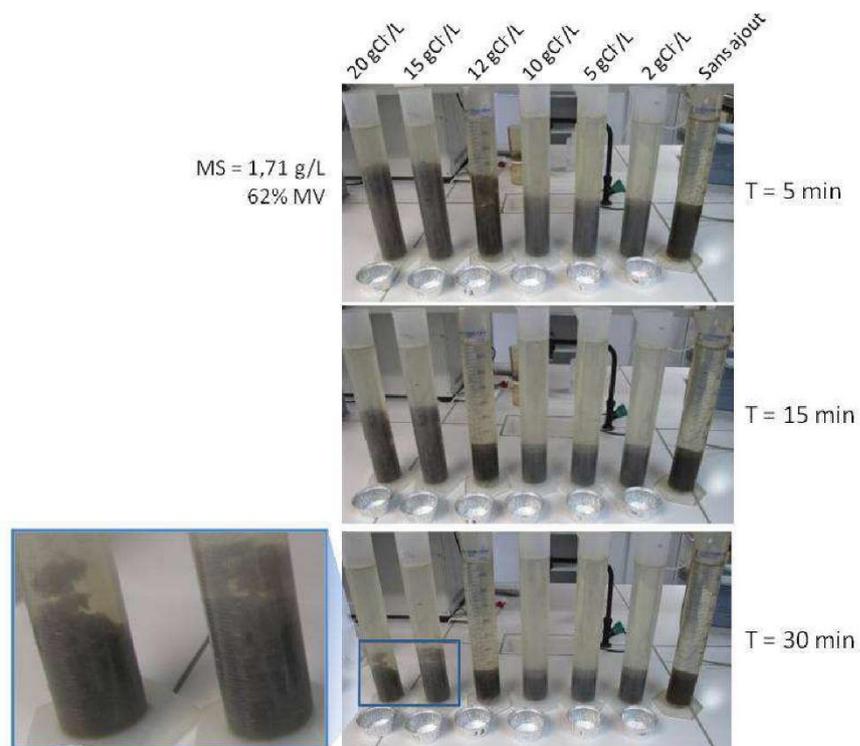


Figure 2 : Impact d'ajouts de Cl^- (2, 5, 10, 12, 15, 20 g/L) sur la mesure du VD_{30}

Les résultats de cette expérience montrent un effet négatif des chlorures sur la décantation de la boue pour des teneurs supérieures à 12 g Cl^-/L . La qualité du surnageant est impactée pour des teneurs comprises entre 5 à 10 g Cl^-/L , comme le confirme la mesure de la turbidité (fig. 3).

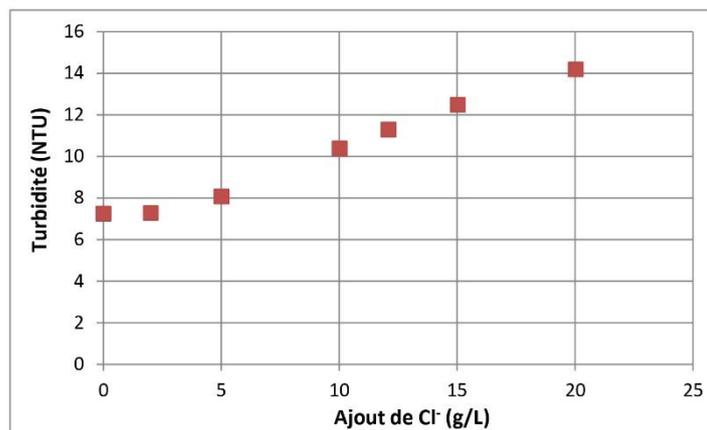


Figure 3 : Impact d'ajouts de Cl^- sur la turbidité des surnageants des VD_{30} ($\text{MS} = 1,71 \text{ g/L}$)

Impact des chlorures sur le type de procédés : cultures libres ou cultures fixées

On peut observer des concentrations en MES en sortie de station supérieures à 100 mg/L, que ce soit en cultures libres ou fixées. Pour une variation limitée de la concentration en chlorures, l'impact sur la filière est moindre en cultures fixées et l'équilibre de fonctionnement de la station est retrouvé plus rapidement. La présence d'un décanteur primaire peut amortir des flux de chlorures, mais sur de très faibles durées (moins d'une heure).

Valeur limite de salinité

L'acceptabilité sur station d'épuration est différente selon deux cas :

- arrivée régulière et constante d'effluents salés,
- arrivée accidentelle ou par à-coups, avec une augmentation rapide de la salinité

La valeur limite de salinité pour un fonctionnement normal d'une boue activée n'est pas connue ; des STEP alimentées avec de l'eau de mer fonctionnent correctement. Une concentration constante de quelques grammes/litre (2 à 3 g Cl⁻/L dans le bassin d'aération) n'a pas d'effet néfaste sur l'efficacité du traitement : la biologie s'adapte à des effluents salés. On peut trouver des situations, notamment en industries, où la concentration en sels peut être très importante (jusqu'à 20 g Cl⁻/L et 50 g/L en sels). Pour des installations confrontées à un apport régulier en chlorures, une concentration stable en Cl⁻ dans le bassin d'aération est impérative.

En effet, les dysfonctionnements de traitement résultent plus d'une variation rapide de la salinité que d'une limite de concentration. Le passage brutal, par exemple de 1 à 5 g Cl⁻/L en une journée, est susceptible d'induire une défloculation partielle de la boue. Au-delà de 2,5 g/L de Cl⁻, la nitrification peut en être affectée, d'autant plus que la température est basse.

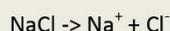
La teneur en Cl⁻ en entrée de station d'épuration est en général de 200 à 600 mg/L. Boller et Bryner (www.eawag.ch/medien/bulletin/20111216/index_FR, 2011) indiquent que le fonctionnement des stations d'épuration n'est perturbé qu'à partir d'1 g/L (au lieu de 500 mg/L sur 24h), mais cette concentration est rarement atteinte. Ces valeurs sont toutefois à considérer avec prudence, car elles correspondent à des valeurs moyennes et ne reflètent donc pas les éventuels pics de salinité.

En l'absence de valeurs, on s'appuiera sur le domaine de garantie du CCTG fascicule 81 titre II (page 23) qui indique une variation de chlorures (exprimée en Cl⁻) tolérable dans le bassin d'aération de l'ordre de 500 mg/L au cours de 24 heures.

Quelle est la concentration en NaCl et la conductivité correspondant à une augmentation en Cl⁻ de 500 mg/L dans le bassin d'aération ?

$M(\text{Na}) = 23 \text{ g/mol}$ et $M(\text{Cl}) = 35,5 \text{ g/mol}$ d'où $M(\text{NaCl}) = 23 + 35,5 = 58,5 \text{ g/mol}$

M = masse molaire (g/mol)



$$500 \times M(\text{NaCl}) / M(\text{Cl}) = 500 \times 58,5 / 35,5 = 824$$

La concentration en NaCl correspondante est de 824 mg/L, soit une augmentation de la conductivité de l'ordre de 1300 $\mu\text{S/cm}$ ($824/0.65$)

Recommandations pratiques

Pour les effluents concernés par de fortes concentrations en sels (conductivité supérieure ou égale à 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), il est nécessaire de mettre en place une mesure de conductivité en continu, avec possible dérivation automatique de l'effluent vers un bassin de stockage au-dessus d'une certaine valeur seuil et restitution progressive de l'effluent stocké. Dans les cas les plus contraignants, il faudra mettre en place un bassin tampon dimensionné pour lisser les pointes de salinité.

Pour les arrivées ponctuelles prévisibles d'eau de mer dans les réseaux via les déversoirs d'orage, la mesure des chlorures par des capteurs en réseau permet d'actionner des vannes et d'empêcher cette intrusion.

Questions/réponses

1 - Quel est l'impact des chlorures sur la mesure des MS ?

Les Matières Sèches (MS) correspondent aux matières restantes après séchage de l'échantillon à 105°C pendant 24 heures. Elles comprennent à la fois les Matières En Suspension (MES) et les sels dissous (dont les chlorures).

2 - Quel est l'impact des chlorures sur la fiabilité de la mesure de la DCO ?

Les chlorures peuvent entraîner la perturbation de cette mesure car ils consomment le réactif utilisé (dichromate de potassium) et titrent donc en DCO. L'ajout de sulfate d'argent ou de mercure complexe les chlorures et évite ainsi l'erreur de mesure.

Certaines précautions sont donc à prendre : dès que la conductivité est supérieure à 4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (eaux saumâtres), il faut vérifier que la méthode d'analyse de la DCO est appropriée pour ce dosage. Les chlorures entraînant une surestimation de la concentration et troublant l'échantillon, le risque est que la mesure de la DCO ne soit pas fiable. Selon la norme NFT 90101, la limite d'application est de 2 g Cl^-/L dans l'échantillon soumis à analyse, soit 3 g/L en NaCl et de l'ordre de 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en conductivité.

Rq : Il est important de noter que les valeurs données par les micro-méthodes ne permettent qu'une approche de la valeur de la DCO. Il faut également vérifier que les conditions d'utilisation permettent une mesure fiable, notamment en ce qui concerne la concentration en Cl^- .

3 - Quel est l'impact des chlorures sur la file boue ?

Pour des STEP dont la concentration en sels est élevée en permanence, il y aura défloculation, entraînant un réajustement des dosages. Le conditionnement de la boue avant déshydratation devra donc être corrigé à la hausse.

4 - La présence de chlorures entraîne-t-elle une surconsommation de réactifs (polymères) ?

Une concentration plus élevée en chlorures dans les boues a tendance à « casser » les chaînes moléculaires, conduisant à une augmentation de la consommation en polymères pour compenser le manque de matière active. Il semble que l'impact soit réel au-delà d'une

concentration en chlorures de 2 g/L (source fournisseur). C'est parce qu'on a défloculation qu'on augmente le dosage des polymères, c'est donc un effet indirect des chlorures.

5 - Après un pic de concentration en chlorures, en combien de temps retrouve-t-on un fonctionnement normal?

Cela dépend des cas :

- soit l'apport en chlorures est très concentré et entraîne alors un effet toxique et la lyse bactérienne (cf. <https://gisbiostep.cemagref.fr/le-partage-dexperiences/documents/reponse-passage-toxique1.pdf>)
- soit l'apport en chlorures est modéré et entraîne une défloculation : on peut alors refloculer avec des flocculants injectés ponctuellement en sortie de bassin d'aération (entre 0,5 et 1,5 g/m³ en entrée de clarificateur), le temps de retrouver un équilibre.

6 - Quel est l'impact des chlorures sur la corrosion ?

Si les effluents présentent régulièrement des concentrations en chlorures importantes, des équipements résistants à la corrosion sont nécessaires (valeur seuil maximale en entrée de STEP de 500 mg/L). On rappelle que la limite de garantie des constructeurs est une variation sur 24h de 500 mg de chlorures par litre d'effluent brut (CCTG, fascicule 81, titre II). A partir d'1 g/L en continu, des problèmes de corrosion apparaissent (valeur limite suisse).

7 - Quel est l'impact des chlorures sur la digestion ?

La biomasse anaérobie tolère à peu près les mêmes concentrations que la biomasse aérobie.

8 - Quel est l'effet des Cl⁻ sur les sondes en place sur STEP?

Les sondes de mesure des nitrates sont sensibles aux chlorures. Cela est dû au principe de mesure électrochimique à membrane : celle utilisée pour laisser passer les ions NO₃⁻ laisse aussi passer les ions chlorures. Ce n'est pas un problème si la concentration en chlorures est constante et connue ; il est aisé de compenser cet écart via un offset à régler dans le transmetteur. Certains fournisseurs proposent de réaliser une mesure de chlorures en continu pour la compensation. Si la concentration fluctue fortement (marée, salage des routes, industries...), le risque d'erreur est augmenté.

Une solution simple est d'utiliser une sonde de mesure optique de mesure des NO_x. Ces sondes sont plus fiables et plus robustes mais elles sont un peu plus coûteuses à l'achat (6 k€ au lieu de 4 k€). Pour chaque sonde, il conviendra de vérifier auprès du fournisseur qu'elle est adaptée à la concentration en chlorures du milieu.



Les matières de vidange bonnes pratiques pour limiter les nuisances en station d'épuration. 2008, 26p.

GIS BIOSTEP

Note Technique

Les Matières de Vidange : bonnes pratiques pour limiter les nuisances en station d'épuration

Année 2008

Les points clés de cette note :

- ne pas dépoter dans le réseau ou en tête de la station d'épuration ou directement dans le bassin d'aération
- aire de réception avec prétraitements indispensables et qui puisse permettre de lisser les apports de matières de vidange sur la station
- caractéristiques moyennes des matières de vidange :
 - Grande variabilité qualitative des matières de vidange
 - DCO - 30 g/l ; MES - 34 g/l ; sulfure < 30 mg/l
 - DBO₅ : paramètre non représentatif pour les matières de vidange
 - DCO : paramètre clé
 - fraction particulaire importante > 90% (boues de fosses septiques : présence de biomasse)
 - déséquilibre en nutriments
 - malgré un ratio DCO/DBO élevé les matières de vidange sont biodégradables dans le temps (pas de DCO dure)
- en entrée station, ne jamais dépasser les charges définies dans le domaine de traitement garanti - pour les matières de vidange, ne pas admettre plus de 20% de la charge en DCO reçue pour éviter les à-coups de charges
- volume journalier des matières de vidange < à 3% du volume des eaux à traiter à cause des sulfures
- Obligation d'auto surveillance - assurer la traçabilité des matières de vidange et conserver un échantillon par dépotage
- nomenclature déchet : 20 02 03 (décret 2002-540)
- réglementation existante : circulaire de 23 février 1978 !!!

Le traitement d'un camion de matières de vidange / jour n'est envisageable que pour des STEP > 10000 EH (à 80% de sa charge nominale)

PLAN

Préambule et objectif de cette note	4
1 Définition et Caractérisation des Matières de Vidange.....	4
1.1 Définition.....	4
1.2 Caractérisation quantitative	5
1.3 Caractérisation qualitative	6
2 Traitement sur station d'épuration	9
2.1 Accueil et modalités de réception	9
2.2 L'unité de réception des matières de vidange	10
2.3 Admission dans la filière biologique eau (ERU).....	13
2.4 Admission des matières de vidange en digesteur (filière boues).....	20
2.5 Admission directe dans la filière de traitement des graisses	21
2.6 Epandage des matières de vidange	21
ANNEXES	
Annexe 1 : Principe de fonctionnement des fosses septiques ou fosses septiques toutes eaux	22
Annexe 2 : Réglementation applicable aux filières d'élimination ou de traitement des matières de vidange.....	23
Annexe 3 : Diagramme sur le choix des filières de traitement.....	27
Annexe 4 : Test de dilution des matières de vidange avec des eaux brutes (ERU) pour remonter le potentiel redox	28
Annexe 5 : Charge organique des matières de vidange admissible sur une station d'épuration	29
Annexe 6 : Contenu d'une convention type avec les vidangeurs (cahier des charges) en vue de l'admission des matières de vidange en station d'épuration .	34
Bibliographie :	36

Note Technique
Les Matières de Vidange : bonnes pratiques pour limiter les nuisances en station d'épuration

Préambule et objectif de cette note

Le traitement des matières de vidange est le plus souvent réalisé en station d'épuration. Les modalités d'acceptation et de traitement de ces produits doivent être maîtrisées pour éviter de nuire au fonctionnement biologique des installations.

Ces matières de vidange se caractérisent par de très fortes concentrations en pollution carbonée et azotée qui sont de plus extrêmement variables de par leur origine diverse et présentent des teneurs en sulfures importantes. Leur caractère septique peut contribuer, avec les retours en tête de surnageants d'épaississeurs, à favoriser le développement de bactéries filamenteuses indésirables.

L'objet de ce document est de poser les bases de conception et de gestion de la réception et du traitement de matières de vidange en station d'épuration. Il donne au personnel d'exploitation les principales recommandations pour éviter les dysfonctionnements biologiques liés à une mauvaise gestion de ces matières de vidange.

1 Définition et Caractérisation des Matières de Vidange.

1.1 Définition

Les matières de vidange désignent les produits issus du curage des fosses septiques ou des fosses toutes eaux relevant de l'assainissement individuel. Elles sont composées de matières décantables et flottées stockées dans l'ouvrage. Celles-ci constituent les « boues » extraites au cours de l'opération de vidange de ces ouvrages.

Les fosses sont dimensionnées pour recevoir, suivant les cas, soit uniquement les eaux vannes (c'est la fosse septique), soit le mélange eaux vannes et eaux ménagères (c'est la fosse septique toutes eaux qui à terme sera généralisée).

La fosse septique toutes eaux constitue le *prétraitement* des dispositifs d'assainissement individuels, et assure une liquéfaction partielle des matières particulaires concentrées dans les eaux usées, ainsi que la rétention des matières solides et des déchets flottants (Cf. annexe 1).

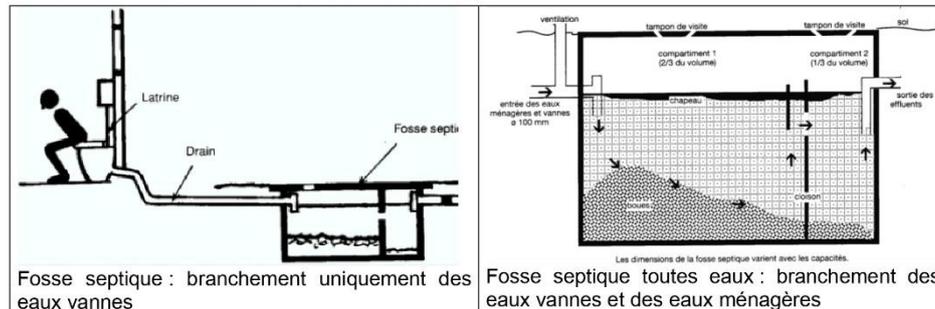


Figure 1 : différentes fosses (source guide de l'assainissement individuel, OMS, 1995)

La dégradation de la matière organique par fermentation anaérobie qui est réalisée, permet la réduction de volume de sédiments stockés au cours du temps. Ces fosses doivent être régulièrement vidangées selon la quantité de dépôts présent.

Avertissement :

Les sous-produits de curage de réseaux collectifs et les refus de prétraitement des petites stations d'épuration (dessablage, dégrillage, dégraissage) ne doivent en aucun cas rejoindre la filière de réception et traitement des matières de vidange.

Ces deux types de produits arrivent encore trop fréquemment sur les sites de traitement de matières de vidange et viennent perturber leur bonne exploitation. Ces sous-produits suivront une voie de collecte et de traitement spécifique. En revanche, les boues des dispositifs d'assainissement collectif de moins de 200 EH, pour lesquelles l'élaboration d'un plan d'épandage est très coûteuse sont souvent assimilées à des matières de vidange. Elles peuvent être admises sur les stations d'épuration soit dans la filière eau, soit dans la filière boue, mais pas nécessairement via le circuit des matières de vidange.

1.2 Caractérisation quantitative

Aujourd'hui, la collecte des matières de vidange ne couvre pas l'ensemble de la production réelle mais les volumes vont rapidement croître compte tenu des nouvelles exigences réglementaires. En effet, la Loi sur l'Eau et des Milieux Aquatiques (LEMA) renforçant les obligations de contrôle et d'entretien, moins de fosse échapperont aux vidanges régulières alors que parallèlement, le parc de l'assainissement individuel va se moderniser et se renforcer.

En France, 4 à 5 millions de fosses sont recensées, qui concernent une population de 10 à 12 millions d'habitants. Le gisement annuel des matières de vidange est estimé à 1 million de m³

En assainissement non collectif, il est admis, si ce n'est démontré, que le volume des boues se réduit dans le temps. A ce titre, il est important de signaler que si un habitant collectif produit entre 15 à 18 kg de Matières Sèches de boues par an, un habitant « non collectif » n'en produira qu'environ 6 kg. On observe donc un facteur de réduction qui peut aller jusqu'à 3 en termes de boues.

On rappelle que la fosse doit être vidangée avant qu'elle ne perde des boues afin de protéger du colmatage les massifs filtrants qui assurent généralement le traitement

en aval. Le niveau moyen de dépôts au 2/3 de la hauteur utile est communément admis par la profession; ce seuil dépendant cependant de la géométrie des fosses.

En France, le volume recommandé d'une fosse toutes eaux est de 3 m³ pour 5 habitants. Par convention, on ajoute 0,5 m³ par habitant supplémentaire.

1.3 Caractérisation qualitative

a Des matières hétérogènes :

Les matières de vidange sont toujours des résidus très hétérogènes :

- il y a encore une grande variabilité du parc d'installations d'assainissement non collectif (fosse septique toutes eaux, fosse septique, fosse étanche,...),
- la fréquence d'entretien est encore très irrégulière,
- à la collecte, le mélange occasionnel avec d'autres sous-produits est encore largement pratiqué.

Pour conclure, l'échantillonnage et l'analyse sont difficiles.

Le tableau suivant rapporte les valeurs acquises récemment par le Cemagref au cours d'une campagne très ciblée sur des fosses toutes eaux.

	Moyenne	Ecart type
pH	7,1	0,4
Cond (20°C) µS/cm	2 540	815
MES (g/l)	32,3	23,5
MS (g/l)	34,6	25,5
MVS (%MES)	65	14
DCO (g/l)	29,7	13,4
N-NH ₄ (mg/l)	170	60
NTK (mg/l)	885	470
PT (mg/l)	430	
P-PO ₄ (mg/l)	22	
Potentiel rédox	< -100 mV/EHN	
DBO ₅ (g/l)	5,8	5
SEC (g/l)	5,7	
Sulfures (mg/l)	< à 30	

L'examen de ce tableau conduit aux quelques commentaires suivants :

- Les matières de vidange, dont les caractéristiques se situent entre les eaux usées et les boues digérées d'épuration, sont très concentrées, notamment sur les paramètres DCO, MS et NTK ;
- En revanche la part de l'azote ammoniacal a fortement diminué avec l'apparition des fosses septiques toutes eaux (forte dilution des urines). Le FNDAE n°30 indique en moyenne une concentration de 600 mg/l en N-NH₄, contre 170 mg/l dans l'étude plus récente.

- La mesure du paramètre DBO₅ sur ces matières présente peu d'intérêt ;Ainsi, la mesure de la DCO semble suffisante pour évaluer la charge organique à traiter.
- Par ailleurs, les paramètres MES (et/ou MS) et les MVS permettent de mesurer l'impact des apports en station sur la production de boues

b Une variabilité des flux admis sur station d'accueil

Les concentrations en DCO ou MES des matières de vidange qui sont apportées sur un même site présentent une très grande fluctuation dans le temps. Le graphique suivant illustre cette variabilité.

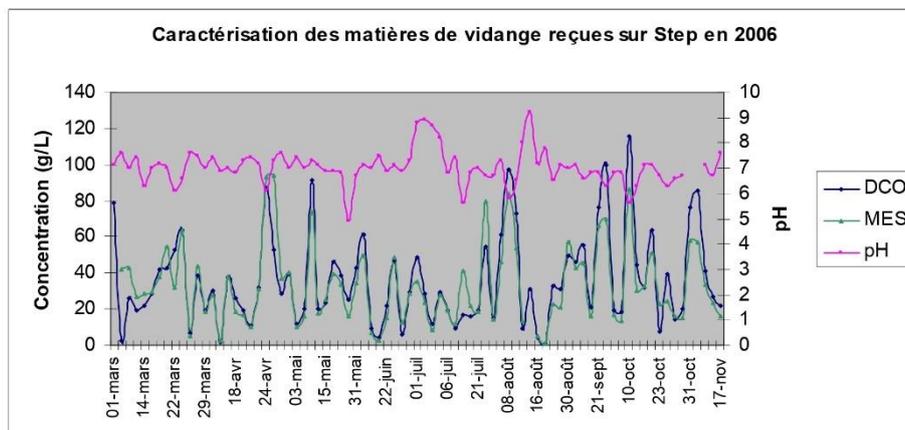


Figure 2 : pH et concentrations en DCO et MES des matières de vidange déposées sur un même site.

La variabilité des concentrations est accentuée par la fluctuation des volumes déposés. Le graphique suivant montre, pour illustrer cette variabilité, les volumes réceptionnés sur une station de 50.000 EH (données 2006) :

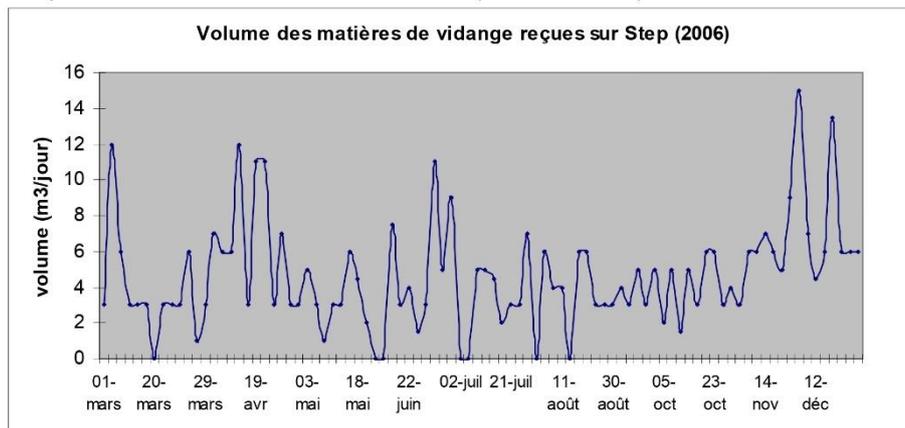


Figure 3 : Evolution dans le temps du volume de matières de vidange déposées sur un même site.

c Des matières dont la biodégradabilité est lente

Dans l'optique d'estimer la biodégradabilité de ces produits, il est intéressant d'analyser les rapports moyens entre certains paramètres :

	Valeurs moyennes
$DCO_{particulaire} / DCO_{totale}$	0,96
MVS/MES	0,65 à 0,7
DCO_{totale} / MES	1,2
$N-NH_4 / NTK$	0,2
$N-NH_4 / NK \text{ soluble}$	0,75
$DCO_{totale} / NTK / P_{Total}$	100/ 3,2 /1,3
$DCO_{dissoute} / N-NH_4^+ / P-PO_4$	100/ 19 /2,6
DCO / DBO_5	5 - 6
$SEC_{(lipides)} / MVS$	30 %

Ce tableau confirme que :

- les molécules organiques composant les matières de vidange nécessitent des temps de séjour assez longs pour être dégradées (ratio $DCO/DBO_5 = 5$ à 6). Un tel constat n'est pas surprenant dans la mesure où les temps de séjour des matières sont élevés dans les fosses et la matière organique a déjà subi une phase de minéralisation.
- La fraction particulaire est très importante et représente plus de 90 % de la matière organique totale ($DCO_{particulaire}/DCO_{totale}$).
- Le taux de MVS est encore élevé malgré des temps de séjour très importants des matières de vidange en condition anaérobie. Ce taux, somme toute surprenant, peut sans doute s'expliquer par la quantité encore importante de lipides non dégradés (graisses présentes dans le chapeau de flottants).
- Si l'ensemble du produit caractérisé par la DCO totale devait être traité biologiquement, on aurait une insuffisance de nutriments (essentiellement carence en azote). Par contre, si l'on considère que seule la DCO dissoute est biodégradée, alors il n'y a pas de carence en nutriments ($DCO_{dissoute}/N-NH_4/P-PO_4 = 100/19/2,6$).
- L'azote apporté par les matières de vidange est majoritairement sous forme organique ($N-NH_4/NTK = 0,2$).
- La fraction lipidique est importante : elle est de 30% des MVS alors qu'elle n'est que de 3 à 4% dans une boue activée.

En vue d'estimer les possibilités de dégradation des matières de vidange par voie aérobie, des tests complémentaires ont été menés pour évaluer la fraction biodégradable et le talon réfractaire (Cf. « les matières de vidanges : caractérisation et destinations possibles » étude AERMC à paraître). Il a été constaté que :

- le talon réfractaire est faible et de l'ordre de 1 à 2 % de la DCO totale et de 1% du NTK,
- Et environ 50% de la DCO totale est transformée en biomasse.

2 Traitement sur station d'épuration

L'admission des matières de vidange sur le site d'une station d'épuration en vue de leur traitement par injection sur la filière eau, de leur traitement par injection dans la filière boue, ou de leur traitement spécifique, doit être réalisée de façon méthodique en prenant un certain nombre de précautions.

La réglementation applicable aux filières d'élimination ou de traitement des matières de vidange est résumée en annexe 2.

On distingue plusieurs étapes, avec comme pré requis la réception des matières de vidange qui doit être particulièrement soignée.

2.1 Accueil et modalités de réception

La fonction première d'une unité de réception des matières de vidange est de permettre l'accueil et le contrôle des camions qui amènent ces matières de vidange. La mise en place de système d'identification des vidangeurs (digicode ou badge) facilite cet accueil (traçabilité informatique) et permet une souplesse d'organisation.



Photo : Armoires d'identification des vidangeurs (digicode ou badge)

Compte tenu de la difficulté à maîtriser l'origine et la nature de ces matières (présence fréquente de graisses, de cailloux, d'hydrocarbures, de solvants, avec les dysfonctionnements qui en découlent), la présence systématique de l'exploitant est fortement conseillée lors de chaque dépotage pour contrôler visuellement l'aspect des déchets déversés.

Pour toutes les installations, la remise d'un bordereau permet l'identification de la société de vidange, du produit à traiter et de son volume (traçabilité réglementaire, bordereau de suivi des déchets urbains « bsdu »).

Cette traçabilité du produit est nécessaire et un protocole clair d'accueil des camions de dépotage rédigé par l'exploitant est recommandé (Cf. annexe 6: Exemple de convention type avec les vidangeurs).

2.2 L'unité de réception des matières de vidange

Cette unité de réception est composée de trois étapes successives : un prétraitement et si possible selon la taille des unités, deux fosses distinctes en série :

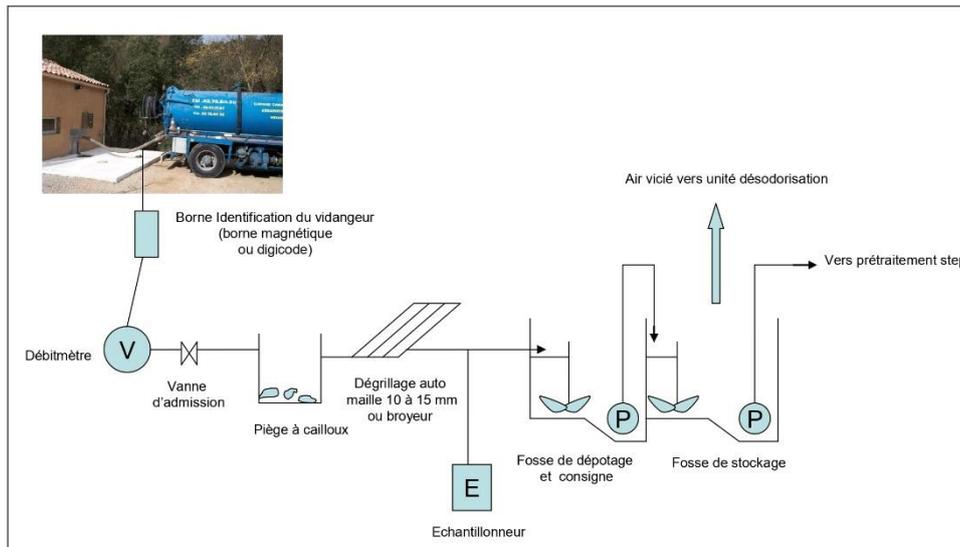


Figure 4 : Schéma simplifié d'une unité de réception des matières de vidange

a Le prétraitement spécifique

Indispensable, il est composé d'un piège à cailloux qui assure aussi la fonction de dégrillage grossier (40 à 60 mm) suivi :

- soit d'un broyeur
- soit d'un dégrilleur de maille plus fine (10 à 15 mm) avec un nettoyage automatique. Le broyeur est fortement recommandé en cas de traitement spécifique des matières de vidange plus ou moins poussé (limite la formation de filasses).

L'accès au piège à cailloux doit être étudié pour faciliter son exploitation : nettoyage et vidange manuels de l'ouvrage, extraction régulière des refus qui seront stockés en container mobile puis dirigés vers les refus de dessablage de l'installation. De même, les refus de dégrillage seront stockés en container avant leur évacuation vers la filière de traitement des ordures ménagères.



Photos : pièges à cailloux



Photo : dégrilleur automatique

Un point d'eau sous pression à proximité est indispensable pour le nettoyage de ce poste.

b La fosse de réception (de dépotage ou de consigne)

Pour les petites installations, cette 1^{ère} bêche dans laquelle sont dépotées les matières de vidange peut être évitée, mais dans ce cas, le produit devra transiter par un canal à ciel ouvert afin de pouvoir visualiser et prélever l'échantillon.

Cette bêche sert essentiellement à visualiser et à caractériser de façon rapide le produit dépoté avant de le stocker pour son traitement ultérieur. Un échantillon est prélevé systématiquement lors du déversement pour analyse ultérieure éventuelle (traçabilité en cas de pollution anormale). Une mesure de volumes ou une pesée des matières de vidange apportées doit également être mise en place pour les aspects tarifaires et calculs de flux (différence de pesées des camions, débitmètre électromagnétique, mesures de niveaux, tarage de la fosse, ...). Si les matières de vidange admises à la fosse de dépotage ne respectent pas le cahier des charges de l'exploitant (aspect visuel, odeur) elles doivent pouvoir être reprises immédiatement

Les publications collectives – Entrée STEP

par le camion vidangeur sans contamination des matières de vidange déjà stockées, d'où l'intérêt de cette 1^{ère} fosse indépendante.

La fosse est dimensionnée sur le volume d'un camion utilisé localement (par exemple, volume utile de 12 m³ ce qui permet la vidange d'un seul camion de 10 m³). Elle est équipée si possible d'une vanne murale à guillotine pour faciliter l'évacuation gravitaire des matières de vidange dans la seconde fosse (économie d'une pompe et exploitation plus aisée).

c La fosse de stockage

Deux approches permettent de fixer son volume :

- 1 jour de Temps de séjour - Son volume peut être égal au volume journalier des apports maximum à condition que le volume évacué par jour soit identique. Dans ce cas, lors des jours sans apports de matières (week-end), il n'y a pas la possibilité d'étaler la charge apportée hebdomadairement.

- 3 jours de temps de séjour – Son volume permet une restitution étalée. Il est fonction du nombre de camions maximum pouvant être reçu en une journée, et du nombre de jours d'apport hebdomadaire et de vidange de cette bache.

D'où le volume de la fosse = Volume maximal déposé par jour + [(nombre de jours d'apport - 1) x (volume déposé maximum / j - volume moyen évacué)]

Exemple :

Apport journalier maximal de matières de vidange : 10 m³/j

Nombre de jours d'apport par semaine = 5 jours

d'où le volume à restituer dans une filière de traitement en étalant sur 7 jours :

$(5 \text{ j} \times 10 \text{ m}^3/\text{j}) / 7 \text{ j} = 7,14 \text{ m}^3/\text{j}$

soit - Volume de la fosse = $10 \text{ m}^3 + [(5 \text{ jours} - 1) \times (10 \text{ m}^3 - 7,14 \text{ m}^3)] = 21,4 \text{ m}^3$

- Temps de séjour moyen = 3 jours.

Cette seconde fosse joue un rôle de tampon (lissage de la charge apportée par les différents camions) en fonction du temps de séjour retenu.

Un agitateur fonctionnant en continu (puissance spécifique minimale de 50 W par m³ d'ouvrage utile) et de hauteur variable pour pouvoir casser occasionnellement la couche de flottants doit équiper cette fosse, ainsi que 2 pompes (dont une de secours) pour sa vidange. Il est recommandé de prévoir des pompes à lobes qui sont bien adaptées pour transférer ces produits.

La pompe de transfert doit permettre un apport à très faible débit afin de répartir la charge sur la filière eaux lors des périodes creuses (et plus particulièrement pour les filières à faible temps de séjour comme la biofiltration). Pour éviter des bouchages fréquents le débit minimal préconisé de la pompe sera (dans l'exemple cité) de 15 m³/h, avec au minimum 1 démarrage par heure et un maximum de 6 démarrages par heure ; un diamètre mini de 80 mm est proposé.

Un asservissement (horloge – automate) doit permettre de moduler la vidange de la fosse en fonction des potentialités réelles de la station ou du système spécifique de traitement en place. L'objectif recherché est d'éviter tout à-coup de charge par un étalement maximum de la charge à traiter. Cet asservissement doit permettre

d'injecter hors période de pointe des volumes plus élevés, en période nocturne par exemple. Ceci évite ainsi les surcharges organiques en période diurne sur la filière eaux pouvant créer des sous-aérations de la biomasse, notamment en cas de capacité d'aération ne couvrant pas les besoins en oxygène en pointe. Un excès de matières de vidange sur la filière peut se traduire par une baisse significative d'oxygène dissous, d'où une baisse de la qualité des eaux de sortie mais surtout un risque de dysfonctionnement biologique important.

Les débits de vidange doivent être mesurés soit :

- par l'installation d'un débitmètre électromagnétique,
- par les temps de fonctionnement de la pompe,
- par l'intégration des différences de niveau au sein de la fosse de stockage (capteurs de niveau par ultrason ou par pression, l'utilisation de poires de niveau est à proscrire compte tenu de la présence inévitable d'un chapeau graisseux et de filasses).

Il est recommandé d'ajouter un broyeur à l'aval de la pompe de reprise dans le cas d'un traitement spécifique des matières de vidange.

La fosse est couverte et équipée d'une ventilation et le cas échéant d'une désodorisation (cartouche de charbon actif, ou lavage chimique, ou filtre biologique).

2.3 Admission dans la filière biologique eau (ERU)

Selon la quantité en flux de matières de vidange à traiter, et plus particulièrement leur proportion par rapport à la charge entrante sur la filière eau, les matières de vidange peuvent subir différentes étapes de traitement qui sont répertoriées dans le diagramme suivant en fonction de la proportion en DCO des matières de vidange par rapport à la charge entrante sur l'installation.

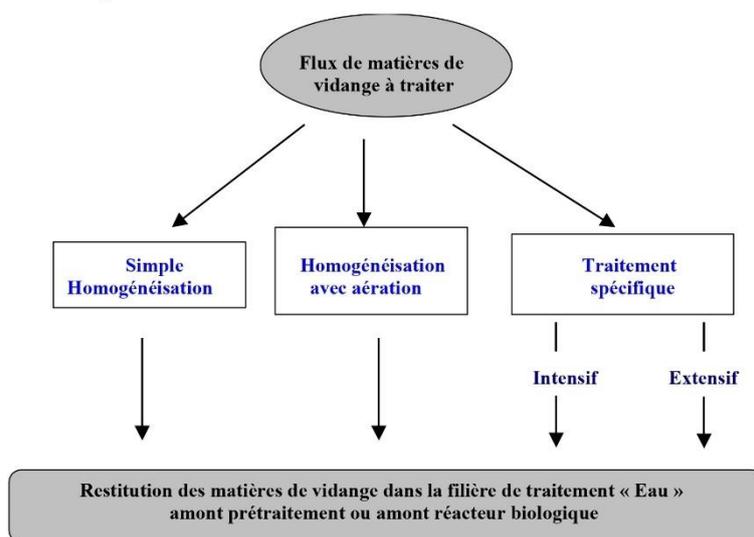


Figure 5: diagramme simplifié du choix des filières de traitement des matières de vidange .

Comment déterminer la quantité maximale admissible de matières de vidange sur une installation ?

Dans tous les cas, les apports de matières de vidange doivent respecter les trois règles suivantes :

- La somme des flux entrants sur la filière de traitement (les matières de vidange plus la charge collectée par le réseau) ne doit en aucun cas dépasser le domaine de traitement garanti.
- Vérifier que le flux de MES apporté par les matières de vidange est traitable par la filière boue.
- La charge en DCO apportée par les matières de vidanges ne devra jamais excéder 20% de la charge en DCO reçue sur 24 heures afin de limiter les à-coups de charge sur l'installation et donc les risques de dysfonctionnement biologique.

Remarque importante : l'application de ces règles n'a pas d'impacte sur le dimensionnement initial des capacités d'aération.

Exemple :

- Charge nominale : 2 000 kg DCO / jour
- Charge collectée par le réseau : 1000 kg de DCO / jour
- Apport maximal de matières de vidanges : 200 kg DCO / jour
- Charge traitée : 1200 kg DCO / jour

a Simple homogénéisation

Il s'agit du cas le plus fréquemment rencontré.

Si on opte pour une simple homogénéisation des matières de vidange avant admission sur la filière « eau », il ne faudra compter sur aucun abattement en terme de charge carbonée, aucune ré-oxydation des composés réduits ou remontée du potentiel rédox. La simple homogénéisation permet d'envoyer un produit homogène lié au contenu de la fosse vers la filière avale.

Cas des installations neuves ou réhabilitées:

Parmi les autres paramètres caractérisant les matières de vidange, le potentiel rédox et les sulfures sont prédominants ; leurs valeurs limites admissibles figurent clairement dans le CCTG 81 (titre II) :

- Le potentiel redox des eaux à traiter doit être > 100 mV/EHN (ou $\text{rh} > 18$),
- La concentration en sulfures doit être < 1 mg/l.

→ Concernant le potentiel rédox, des tests en batch réalisés avec 2 matières de vidange différentes montrent qu'une dilution de 10% avec des ERU induit un potentiel rédox de l'eau à traiter supérieur à 100 mV/EHN. En conséquence, la dilution atténuée naturellement l'impact rédox (Cf. annexe 4).

→ Concernant les sulfures, le respect du seuil de 1 mg/l nécessite une dilution minimale de $1/30^{\text{ème}}$ en raison d'une concentration en sulfures des matières de vidange pouvant atteindre 30 mg/l. Ce paramètre, plus limitant que le potentiel rédox,

Les publications collectives – Entrée STEP

entraîne donc l'apport d'un volume de matières de vidange inférieur à 3 % du volume collecté à l'entrée de la station. Ce taux rejoint la valeur citée dans les textes réglementaires.

Cas des stations existantes :

Parmi les différents paramètres pouvant limiter la quantité des matières de vidange admissibles sur une station existante, le flux de MES à traiter, donc la production de boues qui en découle, sont les plus limitants.

La réalisation de différents scénarios (annexe 5) d'apport de matières de vidange sur une installation existante en fonction de son taux de charge a permis d'approcher la capacité critique des installations pouvant les accueillir et de fixer les modalités de restitution de ces matières de vidange : pour être conforme aux domaines de traitement garantis, les charges de référence ne peuvent pas être dépassées.

De ces scénarios, on observe que le traitement d'un camion de 10 m³ de matières de vidange dans la journée ne peut être envisagée que pour une capacité de station de 10.000 EH. En dessous de cette capacité, le traitement nécessitera un étalement sur plusieurs jours ; Ce qui induit beaucoup d'équipements supplémentaires et un coût prohibitif pour les petites collectivités.

Exemple de démarche permettant de définir une taille critique d'installation pouvant accueillir et traiter un certain volume de matières de vidange sur la file eau est décrit ci-après.

Les données considérées sont les suivantes :

1) La capacité de traitement de l'installation est basée sur l'EH « administratif¹ » soit :

1 EH	DBO ₅	Volume	MES	DCO	NK	PT
	60 g/j	150 l/j	55 g/j	144 g/j	15 g/j	2.5 g/j

2) Les domaines de traitement garanti (charges nominales de dimensionnement) de l'installation ne doivent pas être dépassés. Le taux de charge est déterminé par rapport au paramètre le plus limitant qui est généralement la charge en MES.

3) Les matières de vidange répondent aux caractéristiques du tableau p.4 soit :

Concentration des Matières de vidange	DCO	MES	DBO
	29,7 g/l	32,0 g/l	5.8 g/l

4) L'installation doit pouvoir traiter journalièrement au moins 1 camion de matières de vidange soit le flux de pollution journalier suivant :

¹ La DBO₅ est le seul paramètre réglementaire (directive européenne de 1991). Le rapport DCO/DBO₅ urbain est en moyenne de 2, 2 induisant une DCO de 144 g/EH. Un volume journalier de 150 litres /EH est communément admis. Les autres paramètres en découlent.

Les publications collectives – Entrée STEP

Volume d'un camion	DCO	MES	DBO
10 m ³	297 kg	320 kg	58 kg

5) A partir de ces hypothèses, on détermine selon le taux de charge réel de l'installation, le nombre de camions admissibles pour respecter la charge de référence.

Le calcul est fait pour traiter un camion de matières de vidange par jour sans lissage du volume sur une semaine complète.

Par exemple :

Paramètres en Kg/j	Charges de référence (ERU) 10 000 EH	Apport d'un camion de matières de vidange (10 m ³)	Charge de traitement à ne pas dépasser
DCO	1440	297	1440-297=1140
MES	550	320	230

Sur cette station d'épuration de 10 000 EH, la charge en DCO imputable au camion de vidange (297 kg DCO) représente environ 20% de la charge à traiter.

Il en ressort les résultats suivants (Cf. annexe 5):

Cas pour différentes installations : taux de charge maximal de la station pour accepter 1 camion /jour (10 m³ de matières de vidange) en fonction de la capacité nominale.

Capacité nominale de l'installation (en EH)	5 000	10 000	20 000	40 000	60 000	80 000	100 000
Filière boue : Taux de charge maxi. réel en MES pour accepter 1 camion/jour	Impos- sible.	42%	71%	85%	90%	93%	94%
Filière eau : Taux de charge maxi. réel en DCO pour accepter 1 camion/jour		79%	90% ou 2 camions	95%	96 %	97%	98%

Les publications collectives – Entrée STEP

Sur la base d'une limitation à 80 % de sa charge réelle :



Capacité nominale de l'installation (en EH)	5 000	10 000	20 000	40 000	60 000	80 000	100 000
Permet d'accepter par jour :	0 camion	1 camion	2 camions	4 camions	6 camions	8 camions	10 camions

Cas des installations plus petites (< à 10 000 EH) : taux de charge maximal de la station pour accepter 1 camion /jour (10 m³ de matières de vidange) en fonction de la capacité nominale.

- une station d'épuration de 5 000 EH ne peut traiter un camion de matières de vidange par jour sans dépasser son taux de charge nominal (1 camion de matières de vidange représente 116% du flux nominal en MES à traiter). Par contre elle peut accepter 1 camion par semaine (alimentation étalée sur 7 jours) si elle est chargée à moins de 83% du nominal en MES (ERU seule) soit 94% en DCO.

Un tableau récapitulatif de ces données, modalités de restitution des matières de vidange sur une station existante en fonction de sa taille et de son taux de charge (1 camion par jour à 1 camion par semaine), figure en annexe 5 .

A partir de cette démarche, il est donc possible d'approcher le nombre de dépotage journalier admissible en fonction du taux de charge de l'installation :

Nombre de camion admissible = (charge nominale en MES – charge en MES de la semaine la plus chargée) / charge en MES d'un camion de matières de vidange.

b Homogénéisation avec aération

Une aération dans la fosse de stockage constitue une solution pour relever le potentiel rédox ce qui sera toujours favorable au traitement biologique aval. De plus un premier abattement de la DCO biodégradable se produit selon le temps de séjour des matières de vidange dans cette fosse aérée.

Selon le taux de traitement recherché, le dimensionnement de la bache sera le suivant :

Temps de séjour dans la Bâche de stockage aérée	Commentaires
1 jour	Durée minimale pour permettre un étalement de la charge à traiter
3 jours	Permet une amélioration qualitative du produit (hydrolyse, liquéfaction, milieu aérobie) et un début de traitement
6 jours et plus	Traitement complet de la DCO biodégradable

Ces temps de séjour sont issus de tests menés sur différentes matières de vidange dont les résultats sont illustrés par la figure 6 suivante.

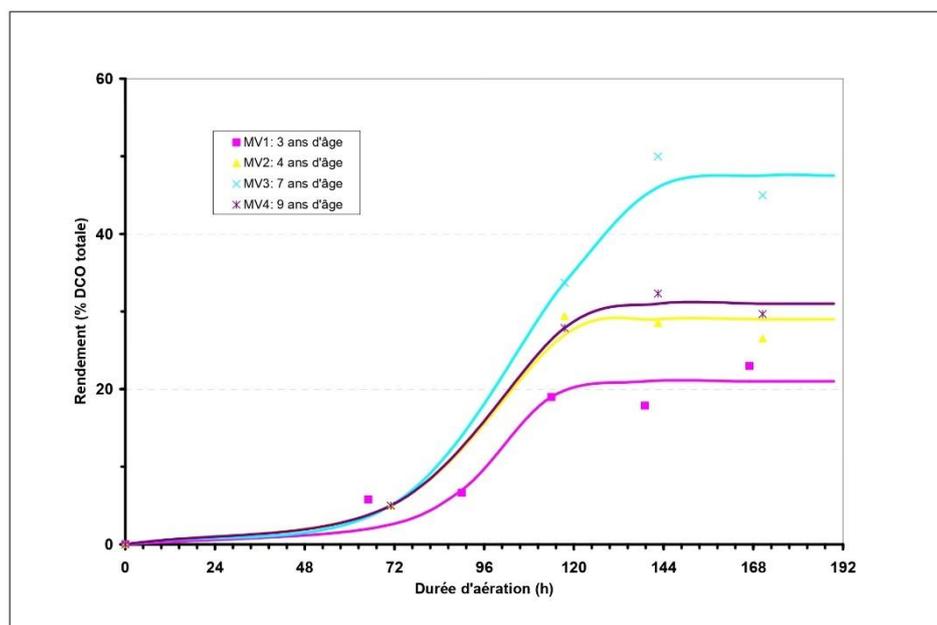


Figure 6 : Rendement en DCOt suivant la durée d'aération - Test sur différentes matières de vidange.

Ces essais montrent :

- durant les 2 premiers jours, la dégradation des matières de vidange est faible mais l'aération conduit à une augmentation notable du potentiel rédox,
- à compter du 3^{ème} jour d'aération, l'abattement est visible pour atteindre un palier après le 6^{ème} jour d'aération.

Pour éviter les nuisances olfactives, la fosse sera couverte et équipée d'une ventilation et d'un traitement de l'air de type désodorisation (cartouche de charbon actif ou lavage chimique). Des systèmes anti-mousses sont également à prévoir.

Dans ce cas, le flux de matières de vidange à traiter par la file eau est toujours inférieur à 20 % de la DCO entrante. Rappelons que la mesure de la DCO sur les

matières de vidange est réalisée en sortie de ce bassin aéré où un premier abattement a été réalisé.

c Traitement spécifique

▪ de type intensif

Ce type de filière est prévu pour les installations qui doivent traiter d'importants apports de matières de vidange. La filière boue de l'usine doit être capable de traiter les boues produites.

On commence à observer des traitements spécifiques de matières de vidange sur des réacteurs de type Carbofil ou dérivés. A ce jour peu de références existent et les retours d'expériences sont en cours.

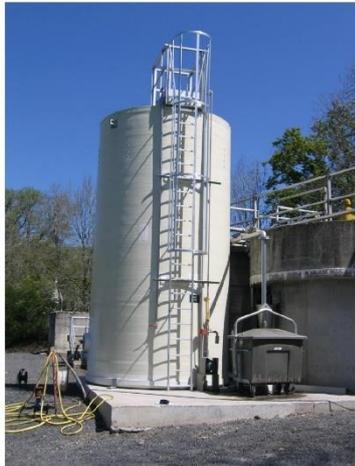


Photo : réacteur Carbofil

Ces réacteurs sans recirculation de boue, sont basés sur un traitement spécifique aérobie en culture libre, plus ou moins poussé en fonction du temps de séjour (avec un traitement total si celui-ci est supérieur à 6 jours). Adaptés à des milieux concentrés, leur principe d'aération/brassage limite fortement les phénomènes de moussage.

▪ de type extensif :

Ce type de filière est adapté aux petites installations de traitement dont les apports de matières de vidange à traiter sont faibles, avec de la surface disponible sur le site. Cette filière s'avère séduisante dans les zones ne disposant pas de stations d'épuration susceptibles de recevoir des matières de vidange, et où l'ANC prédomine.



Photo : Filtres plantés de roseaux

Le principe de traitement est une déshydratation et un stockage des boues sur lits plantés de roseaux. Il repose sur la mise en place d'un massif filtrant reconstitué, de granulométrie croissante de la surface vers le fond et drainé, sur lequel les matières de vidange sont déposées et dans lequel des macrophytes se développent.

Le traitement spécifique des matières de vidange sur lits de séchage plantés de roseaux est en cours d'expérimentation (Cf. Revue l'ingénierie - EAT n°35).

Un traitement complémentaire des percolats est indispensable avant tout rejet dans le milieu naturel. Ils peuvent être réintroduit en tête d'installation si les filtres plantés de roseaux sont sur site ou rejoindre le réseau de collecte si une convention spéciale de déversement a été établie (possible uniquement si la concentration en DCO des percolats < 2000 mg/l).

2.4 Admission des matières de vidange en digesteur (filière boues).

Les précautions de prétraitement à prendre sont les mêmes que pour l'introduction dans la filière biologique « eau ». Il faut prévoir un dégrillage fin et un dessablage afin de ne pas amener de sables en excès ainsi que des flottants ou filasses qui viendraient perturber les systèmes de pompage et d'agitation du digesteur.

Il est possible d'utiliser les prétraitements existants et d'injecter les matières de vidange prétraitées directement dans les boues épaissies à l'entrée de la digestion.

Le mélange devra être aussi homogène que possible et continu dans le temps avec les boues épaissies. Il sera alors envoyé dans le digesteur.

Si on ne peut pas effectuer ce mélange directement dans l'épaississeur, on alternera l'alimentation du digesteur entre les boues et les matières de vidange, en évitant d'injecter toutes les matières de vidange en une seule fois dans le digesteur (répartition cohérente dans le temps, à l'identique de ce qui est fait pour la file eau).

Si le prétraitement est peu efficace, la quantité de matières de vidange introduite sera la plus faible possible par rapport aux boues en regard du risque d'entraînement de micro-sable ou des filasses ...

La quantité maximale de matières de vidange admissible dépendra de plusieurs facteurs, et on prendra notamment soin de ne pas dépasser une teneur en NH_4 susceptible d'entraîner une inhibition de la digestion $\text{N-NH}_4 < 3 \text{ g/l}$.

2.5 Admission directe dans la filière de traitement des graisses

Après prétraitements et stockage en bac tampon, les matières de vidange peuvent être admises directement dans le réacteur dédié au traitement des graisses de la station. Ce traitement « mixte » offre deux avantages :

- compléter en azote le produit grasseux : la carence en nutriment azoté de ce dernier est partiellement ou totalement compensée par l'apport de matières de vidange selon les proportions mises en jeu
- L'autre intérêt est la réduction de consommation de réactifs neutralisants (soude ou chaux) utilisés dans le traitement des graisses : le pH des matières de vidange étant proche de 7, leur traitement conjoint avec les graisses permet de tamponner le milieu.

Le temps de séjour dans le réacteur pour le mélange (graisses et matières de vidange) sera au minimum de 12 jours pour traiter les graisses.

2.6 Epandage des matières de vidange

L'épandage des matières de vidange est réglementé par l'article 4 du décret 97-1133 relatif à l'épandage agricole des boues d'épuration. Ainsi, les matières de vidange sont assimilées à des boues de station d'épuration pour cette pratique.

Annexe 1 : Principe de fonctionnement des fosses septiques ou fosses septiques toutes eaux

Au cours du temps, les matières organiques décantables sont transformées biologiquement dans la fosse par des processus anaérobies (liquéfaction, acidogénèse, méthanogénèse). Au cours de ces étapes, de nombreux composés réduits sont dissous dans la phase liquide et conjointement des produits volatiles malodorants s'échappent (ammoniac, hydrogène sulfuré, méthane). Ces gaz de digestion en remontant à la surface, entraînent avec eux des graisses et des boues allégées qui vont former un chapeau flottant.

La fraction décantable se dépose en fond de fosse, avec à terme l'accumulation de matières. Il convient donc de vidanger régulièrement la fosse pour éviter tout dysfonctionnement des ouvrages de traitements disposés en aval des fosses. En particulier le risque de pertes de boues en sortie peut entraîner un colmatage des massifs filtrants (sol en place, filtres à sable ou autres matériaux). Mais une dérive des performances sur les paramètres de pollution carbonée peut être également dommageable.

Les matières extraites d'une fosse toutes eaux lors d'une vidange proviennent donc de l'accumulation des déchets grossiers décantables, des flottants et de la partie liquide surnageante (dissous) de la fosse issue des eaux usées qui ont subi diverses transformations par voie anaérobie. Ces matières sont accompagnées d'un certain volume d'eau utilisé par le vidangeur pour faciliter le pompage.

Annexe 2 : Réglementation applicable aux filières d'élimination ou de traitement des matières de vidange

Les matières de vidange sont des déchets au sens de la loi du 15 juillet 1975 modifiée. Le producteur de ce déchet est à ce titre tenu d'en assurer l'élimination dans le respect de la réglementation, c'est-à-dire sans préjudice pour l'environnement.

La Nomenclature des Déchets (*Décret n° 2002-540 du 18 avril 2002 relatif à la classification des déchets, JO du 20 avril 2002*) classe les matières de vidange sous la catégorie 20 03 04 en tant que déchet non dangereux (déchet municipal).

La réglementation qui leur est applicable est donc relative à la réglementation générale en matière de déchet non dangereux. Elle est liée au type d'élimination ou de traitement que les matières de vidange vont subir.

a) Le schéma départemental d'élimination des matières de vidange : les grandes lignes

La circulaire du 23 février 1987 complétée par la circulaire du 14 décembre 1987 prescrit l'élaboration de schémas départementaux d'élimination des matières de vidange.

Cette circulaire stipule que « les dispositions du schéma départemental d'élimination des matières de vidange n'ont pas en elles-mêmes de caractère obligatoire » mais insiste sur l'importance d'une concertation entre les partenaires concernés (collectivités, administrations, entreprises de vidange) et la mise en place de moyens pour faire respecter la réglementation en vigueur.

Le schéma, lorsqu'il est réalisé, permet une meilleure gestion de l'élimination des matières de vidange à l'échelle du département. Il s'appuie sur un partenariat entre les collectivités et les entreprises spécialisées qui ont un intérêt économique commun.

Ce schéma contient :

- un inventaire des sites de traitement existants avec une évaluation de la capacité de traitement des matières de vidange (stations d'épuration, sites de traitement des ordures ménagères, compostage et traitement avec d'autres déchets, pratiques d'épandage en sols agricoles...),
- une carte de répartition géographique portant les volumes de matières de vidange acceptables par site,
- suivant cet inventaire, des propositions de nouvelles implantations de sites de traitement.

b) Le dépotage en station d'épuration : règlement sanitaire départemental type

Le règlement sanitaire type (circulaire du 9 août 1978) rappelle à l'article 91 que les déchargements et déversements des matières de vidange, en quelque lieu que ce soit, sont interdits, sauf s'ils sont effectués :

1. temporairement dans des citernes étanches et couvertes ;
2. dans des usines de traitement dont le fonctionnement aura été préalablement autorisé par l'autorité préfectorale (loi du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement)
3. dans des stations d'épuration *aménagées* pour leur permettre d'admettre ces matières de vidanges sans inconvénient pour leur fonctionnement

Ce troisième alinéa renvoie à la circulaire du 23 Février 1978 relative à l'élaboration des schémas départementaux d'élimination des matières de vidange, complété des circulaires du 14 décembre 1987 et du 26 avril 1982, qui précisent :

- Sont visées les matières de vidange et boues extraites des installations d'assainissement domestique: fosses fixes, fosses septiques et petites stations d'épuration, boîtes à graisses et résidus de nettoyage de puits filtrants. Le dépotage en station d'épuration est une des solutions...

- Le traitement biologique des matières de vidange par dépotage en station d'épuration ne peut se faire qu'après autorisation délivrée, après avis de l'autorité sanitaire, par le service gestionnaire des ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées.

- Les conditions techniques recommandées sont les suivantes (instruction technique correspondant à l'annexe de la circulaire de 1978) :

Conditions de la circulaire de 1978	Commentaires du GIS biostep
La station ne doit pas être surchargée	Ne pas dépasser les charges de référence Cf. annexe 5
La station doit être en bon état de fonctionnement	Il faut éviter de créer des dysfonctionnements biologiques. Les risques sont importants si les apports de matières de vidange ne sont pas maîtrisés
La station doit être équipée d'un dispositif de dépotage spécifique (stockage, éventuellement décantation, extraction des sables, dégrillage)	cf. paragraphe 2.2 (unité de réception des matières de vidange)
La charge totale en DBO ₅ due à l'apport des matières de vidange doit être	La DBO ₅ n'est pas un paramètre pertinent. Par contre la charge en DCO

Les publications collectives – Entrée STEP

inférieure à 20% de la charge totale admissible par la station	due à l'apport des matières de vidange doit être inférieure à 20% de la charge reçue traitée par la station hors matière de vidange. D'autres paramètres peuvent être limitants, notamment les flux en MES et les concentrations en sulfures
L'apport en débit des matières de vidange doit être inférieur à 3% du débit admis	Cette valeur de 3% est au moins justifiée sur la base des sulfures. Dans tous les cas elle est excessive. L'admission des matières de vidange doit se faire sur le calcul des charges et non sur les débits.
Il est recommandé d'admettre les matières de vidange. dans des stations d'épuration ayant une capacité d'au moins 10 000 EH afin d'éviter les effets de choc. Cette taille limite est éventuellement liée à une présence minimale de personnel sur site, présence indispensable dès l'acceptation de matières de vidange.	A nuancer, selon le taux de charge effectif de l'installation. De plus l'installation doit être équipée pour réceptionner et traiter des matières de vidange.
Le dépotage dans un collecteur doit respecter les mêmes conditions de dilution et de régularité de la qualité et de la quantité de matières de vidange.	Dépotage à proscrire.

Attention !

→ Le mélange des matières de vidange et des vidanges de bac à graisses industrielles ou de particuliers est interdit sauf dans les cas où les installations disposent d'un traitement spécifique complet préalable avant la ré-injection soit dans la filière eau ou directement dans la filière boue.

→ Normalement, le vidangeur doit amener les matières de vidange directement de chez les particuliers. Il ne doit pas, sauf cas de convention spéciale, en avoir augmenté la concentration par traitement dans un ouvrage intermédiaire

→ Cependant le développement récent de camion vidangeur permettant de concentrer les matières entre deux vidanges de fosse afin de réduire les coûts de transport constitue une voie de progrès au niveau de la collecte.

c) L'épandage

L'épandage des matières de vidange est réglementé par l'article 4 du décret 97-1133 relatif à l'épandage agricole des boues d'épuration. Ainsi, les matières de vidange sont assimilées à des boues de station d'épuration pour cette pratique.

Sur la mise en œuvre du décret, l'arrêté du 8 janvier 1998 stipule que :

- les matières de vidange doivent être exemptes d'éléments grossiers, et une analyse des éléments traces métalliques doit être effectuée pour chaque 1000 m³ de matières de vidange épandu (article 9).

- les matières de vidange ne font pas l'objet des dispositions de traitement des boues préalable à leur utilisation, mais doivent être enfouies immédiatement après épandage

La circulaire du 16 mars 1999 relative à l'épandage des boues précise que les matières de vidange peuvent être acceptées en tête de station d'épuration, et que cette pratique ne constitue pas un mélange de boues puisqu'elles subissent l'ensemble du traitement des eaux, mais que l'impact de ces apports doit être évalué au même titre que le sont des rejets non domestiques (une convention de rejet doit être établie).

d) divers

A l'article I-8 du CCTG 81: Origine et caractéristiques des eaux usées à traiter, apparaissent les matières de vidange. Le dossier de consultation aux entreprises doit préciser l'origine, le rythme d'apport et le volume journalier maximum en vue de son traitement sur la file eau. Il n'est donc pas question de les introduire en aval, directement dans le traitement des boues par exemple, sauf si les boues subissent un traitement du type digestion.

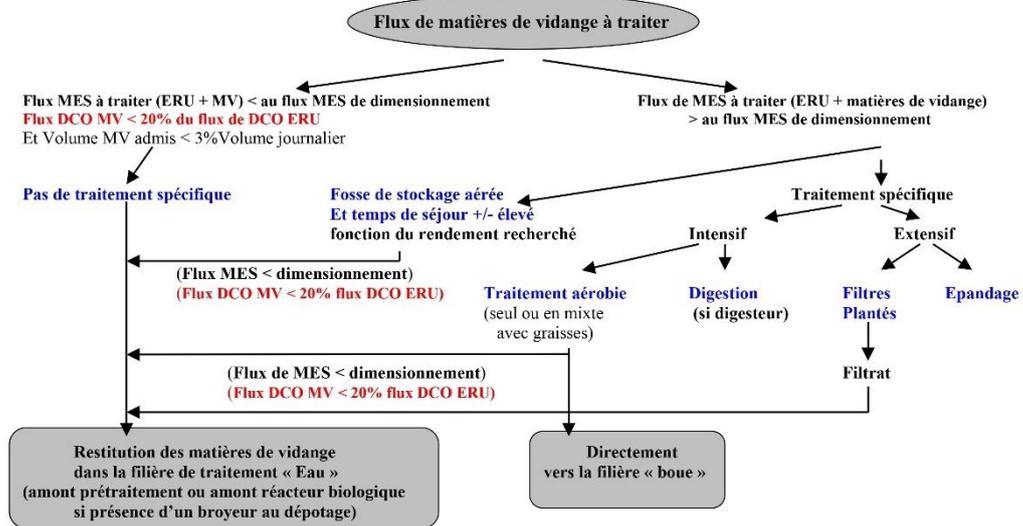
De plus, (art II-2 domaine de traitement garanti), les apports journaliers totaux (flux entrant ERU + matières de vidange) ne doivent pas dépasser la capacité nominale de l'installation.

Du point de vue de l'auto surveillance, les matières de vidange doivent être introduites à l'aval du point de mesure de la charge polluante des eaux brutes (hors apports extérieurs et retours en tête). Les charges correspondantes aux matières de vidange transitant par la station doivent être quantifiées et les résultats des mesures transmis au format SANDRE. Du point de vue technique, le point d'introduction des matières de vidange est situé à l'amont des prétraitements de la station.

Dans les cas où la station dispose d'un traitement spécifique des matières de vidange, les boues biologiques issues de ce traitement peuvent être injectées soit dans la filière eau, soit dans la filière boue. Dans ce cas, l'élimination de la matière organique biodégradable des matières de vidange devra être poussée.

Annexe 3 : Diagramme sur le choix des filières de traitement

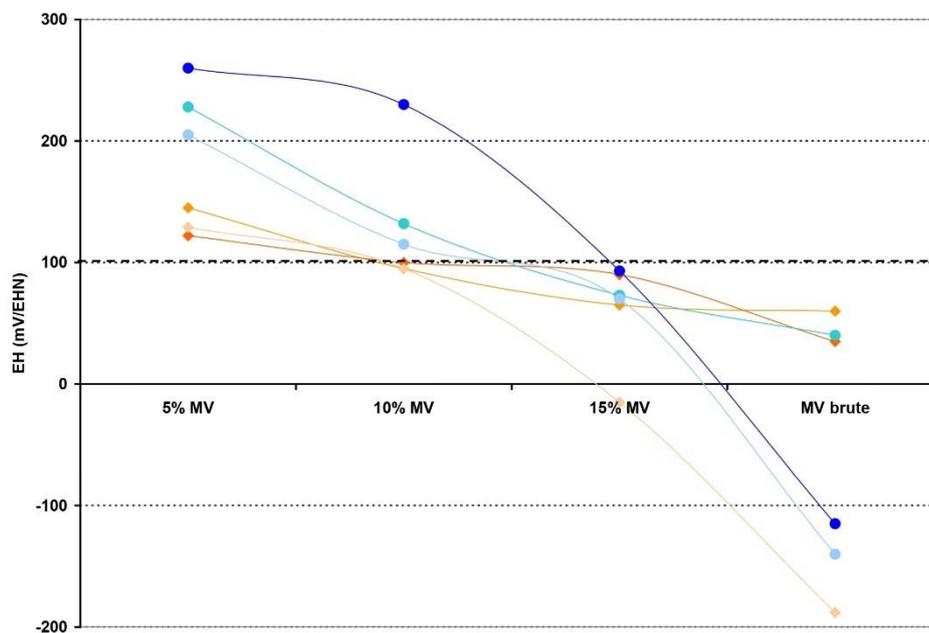
Prétraitement indispensable : Piège à cailloux + Broyeur ou Dégrillage automatique et Fosse de stockage agitée



Annexe 4 : Test de dilution des matières de vidange avec des eaux brutes (ERU) pour remonter le potentiel redox

Tests en batch réalisés avec 2 matières de vidange différentes.

L'objectif était de déterminer la dilution minimale des matières de vidange avec des ERU qui permettent d'obtenir un potentiel rédox supérieur à 100 mV/EHN, seuil minimal exigé au CCTG (rh>18).



⇒ Ces résultats montrent qu'un mélange instantané de 10% matières de vidange pour 90% d'ERU est limitant pour obtenir un potentiel > 100 mV /EHN.

Annexe 5 : Charge organique des matières de vidange admissible sur une station d'épuration

Objectif : Pour être conforme aux domaines de traitement garanti, les charges de références (ERU + matières de vidange) ne peuvent pas être dépassées.

Exemple : dépotage journalier d'un camion de vidange de 10 m³ sur une station d'épuration de 10 000 EH

Flux de dimensionnement à traiter (100% de sa charge de référence)

Paramètres	charge journalière de référence ERU (10 000 EH)	Matières de vidange	Flux d'un camion de matières de vidange	Charge ERU journalière maxi à ne pas dépasser pour accepter 1 camion par jour
Q (m ³)	1500 j	1	10	3%
DBO ₅ (Kg/j)	600			
DCO (Kg)	1440	29.7	297	1440-297=1143
MES (Kg)	550	32	320	550-320= 230
PT (Kg)	25	0.43	4.31	25-4.31= 20.7
NK (Kg)	150	0.88	8.85	150-8.85=141.15
N-NH ₄ (Kg)	120	0.17	1.7	120-1.7= 118.3
P-PO ₄ (Kg)	16	0.022	0.22	16-0.22=15.78

Les publications collectives – Entrée STEP

Taux de charge maximal de l'installation pour accepter 1 camion de matières de vidange suivant la capacité nominale de l'installation

Capacité nominale	1 EH	5000 EH	10000 EH	20000 EH	30000 EH	40000 EH	50000 EH	60000 EH	70000 EH	80000 EH	90000 EH	100000 EH
Volume (m3/j)	0,150	750	1500	3000	4500	6000	7500	9000	10500	12000	13500	15000
DCO (kg/j)	0,144	720	1440	2880	4320	5760	7200	8640	10080	11520	12960	14400
MES (kg/j)	0,055	275	550	1100	1650	2200	2750	3300	3850	4400	4950	5500
DBO (kg/j)	0,060	300	600	1200	1800	2400	3000	3600	4200	4800	5400	6000
1 camion/j												
Volume (m3/j)	10	1,3%	0,7%	0,3%	0,2%	0,2%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%	0,1%
DCO (kg/j)	297	41,3%	20,6%	10,3%	6,9%	5,2%	4,1%	3,4%	2,9%	2,6%	2,3%	2,1%
MES (kg/j)	320	116,4%	58,2%	29,1%	19,4%	14,3%	11,6%	9,7%	8,3%	7,3%	6,5%	5,8%
DBO (kg/j)	58	19,3%	9,7%	4,8%	3,2%	2,4%	1,9%	1,6%	1,4%	1,2%	1,1%	1,0%
Taux charge maxi ERU			41,8%	70,9%	80,6%	85,5%	88,4%	90,3%	91,7%	92,7%	93,5%	94,2%
1 camion / 2j												
Volume (m3/j)	5	0,67%	0,33%	0,17%	0,11%	0,08%	0,07%	0,06%	0,05%	0,04%	0,04%	0,03%
DCO (kg/j)	148,5	20,63%	10,31%	5,16%	3,44%	2,58%	2,06%	1,72%	1,47%	1,29%	1,15%	1,03%
MES (kg/j)	160	58,18%	29,09%	14,55%	9,70%	7,27%	5,82%	4,85%	4,16%	3,64%	3,23%	2,91%
DBO (kg/j)	29	9,67%	4,83%	2,42%	1,61%	1,21%	0,97%	0,81%	0,69%	0,60%	0,54%	0,48%
Taux charge maxi ERU			41,8%	70,9%	85,5%	90,3%	92,7%	94,2%	95,2%	95,8%	96,4%	97,1%
1 camion / 3j												
Volume (m3/j)	3,3	0,44%	0,22%	0,11%	0,07%	0,06%	0,04%	0,04%	0,03%	0,03%	0,02%	0,02%
DCO (kg/j)	99,0	13,75%	6,88%	3,44%	2,29%	1,72%	1,38%	1,15%	0,98%	0,86%	0,76%	0,68%
MES (kg/j)	106,7	38,79%	19,39%	9,70%	6,46%	4,85%	3,88%	3,23%	2,77%	2,42%	2,15%	1,94%
DBO (kg/j)	19,3	6,44%	3,22%	1,61%	1,07%	0,81%	0,64%	0,54%	0,46%	0,40%	0,36%	0,32%
Taux charge maxi ERU			61,2%	80,6%	90,3%	93,5%	95,2%	96,1%	96,8%	97,2%	97,6%	98,1%

Gis Biostep - 2008

31

Capacité nominale	1 EH	5000 EH	10000 EH	20000 EH	30000 EH	40000 EH	50000 EH	60000 EH	70000 EH	80000 EH	90000 EH	100000 EH
1 camion / 4j												
Volume (m3/j)	2,5	0,33%	0,17%	0,08%	0,06%	0,04%	0,03%	0,03%	0,02%	0,02%	0,02%	0,02%
DCO (kg/j)	74,25	10,31%	5,16%	2,58%	1,72%	1,29%	1,03%	0,86%	0,74%	0,64%	0,57%	0,52%
MES (kg/j)	80	29,09%	14,55%	7,27%	4,85%	3,64%	2,91%	2,42%	2,08%	1,82%	1,62%	1,45%
DBO (kg/j)	14,5	4,83%	2,42%	1,21%	0,81%	0,60%	0,48%	0,40%	0,35%	0,30%	0,27%	0,24%
Taux charge maxi ERU			70,9%	85,5%	92,7%	95,2%	96,4%	97,1%	97,6%	97,9%	98,2%	98,5%
1 camion / 5j												
Volume (m3/j)	2	0,27%	0,13%	0,07%	0,04%	0,03%	0,03%	0,02%	0,02%	0,02%	0,01%	0,01%
DCO (kg/j)	59,4	8,25%	4,13%	2,06%	1,38%	1,03%	0,83%	0,69%	0,59%	0,52%	0,46%	0,41%
MES (kg/j)	64	23,27%	11,64%	5,82%	3,88%	2,91%	2,33%	1,94%	1,66%	1,45%	1,29%	1,16%
DBO (kg/j)	11,6	3,87%	1,93%	0,97%	0,64%	0,48%	0,39%	0,32%	0,28%	0,24%	0,21%	0,19%
Taux charge maxi ERU			76,7%	88,4%	94,2%	96,1%	97,1%	97,7%	98,1%	98,3%	98,5%	98,7%
1 camion / 6j												
Volume (m3/j)	1,7	0,22%	0,11%	0,06%	0,04%	0,03%	0,02%	0,02%	0,02%	0,01%	0,01%	0,01%
DCO (kg/j)	49,5	6,88%	3,44%	1,72%	1,15%	0,86%	0,69%	0,57%	0,49%	0,43%	0,38%	0,34%
MES (kg/j)	53,3	19,39%	9,70%	4,85%	3,23%	2,42%	1,94%	1,62%	1,39%	1,21%	1,08%	0,97%
DBO (kg/j)	9,7	3,22%	1,61%	0,81%	0,54%	0,40%	0,32%	0,27%	0,23%	0,20%	0,18%	0,16%
Taux charge maxi ERU			80,6%	90,3%	95,2%	96,8%	97,6%	98,1%	98,4%	98,6%	98,8%	99,0%
1 camion / 7j												
Volume (m3/j)	1,4	0,19%	0,10%	0,05%	0,03%	0,02%	0,02%	0,02%	0,01%	0,01%	0,01%	0,01%
DCO (kg/j)	42,4	5,89%	2,95%	1,47%	0,98%	0,74%	0,59%	0,49%	0,42%	0,37%	0,33%	0,29%
MES (kg/j)	45,7	16,62%	8,31%	4,16%	2,77%	2,08%	1,66%	1,39%	1,19%	1,04%	0,92%	0,83%
DBO (kg/j)	8,3	2,76%	1,38%	0,69%	0,46%	0,35%	0,28%	0,23%	0,20%	0,17%	0,15%	0,14%
Taux charge maxi ERU			83,4%	91,7%	95,8%	97,2%	97,9%	98,3%	98,6%	98,8%	99,0%	99,2%

Nombre de camion de matières de vidange admissibles par jour si le Taux de charge maxi ERU en MES = 42% et en DCO = 79%

Capacité nominale	5000 EH	10000 EH	20000 EH	30000 EH	40000 EH	50000 EH	60000 EH	70000 EH	80000 EH	90000 EH	100000 EH
Nombre de camions de matières de vidange	1/2 camion/j	1 camion/j	2 camions/j	3 camions/j	4 camions/j	5 camions/j	6 camions/j	7 camions/j	8 camions/j	9 camions/j	10 camions/j

Gis Biostep - 2008

33

Annexe 6 : Contenu d'une convention type avec les vidangeurs (cahier des charges) en vue de l'admission des matières de vidange en station d'épuration

PREAMBULE :

On rappelle que la station d'accueil traite les eaux usées par voie biologique et que rien de toxique ne doit lui parvenir

ARTICLE 1 - OBJET DE LA CONVENTION

Autoriser le déversement de produits de vidange d'origine humaine pour leur traitement sur la station.

Description du périmètre de collecte (communes clientes)

ARTICLE 2 - CARACTÉRISTIQUES DES PRODUITS ADMIS DANS CET OUVRAGE

Admission exclusivement de matières de vidange d'origine humaine (eaux ménagères et vannes). provenant d'installations d'assainissement individuel (fosses septiques, fosses toutes eaux).

A titre indicatif, exigences de qualité :

- pH : compris entre 5.5 et 8.5
- Température inférieure à 25 °C

Concentration maximale :

- | | | |
|--|--------------|----------|
| • cyanures (exprimés en CN) | inférieurs à | 0.5 mg/l |
| • chrome hexavalent (exprimé en Cr) | inférieurs à | 0.2 mg/l |
| • somme des métaux lourds (Zn + Pb + Cd + Cr + Cu + Hg + Ni) | inférieurs à | 10 mg/l |
| • chacun des métaux Zn, Pb, Cd, Cr,Cu,Ni | inférieurs à | 2.0 mg/l |
| • mercure (exprimé en Hg) | inférieurs à | 0.2 mg/l |
| • phénols | inférieurs à | 5.0 mg/l |
| • hydrocarbures totaux | inférieurs à | 30 mg/l |
| • sulfures (exprimés en S) | inférieurs à | 1.0 mg/l |
| • sulfites (exprimés en SO ₃) | inférieurs à | 5.0 mg/l |
| • chlorures (exprimés en Cl) | inférieurs à | 500 mg/l |
| • absence d'effets d'inhibiteur de la nitrification | supérieur à | 20 %. |

Sont strictement interdits les déversements :

- des produits issus de séparateurs de graisse et provenant du curage de puisards, de puits perdus, de réseaux d'assainissement et de stations d'épuration,
- des ordures ménagères, même après broyage préalable,
- des rejets ou déchets industriels,

Les produits de vidange n'auront pas subi de traitement destiné à les concentrer entre leur pompage chez les particuliers et leur dépotage à la station d'épuration.

Les valeurs maximales d'admission sur les paramètres suivant sont :

- Matières En Suspension (MES) : 30 g/l
- Demande Biologique en Oxygène (DBO) : 20 g/l
- Demande Chimique en Oxygène (DCO) : 50 g/l
- Matières Extractibles à l'Hexane : <5 %

Les publications collectives – Entrée STEP

ARTICLE 3 - ACCÈS A LA STATION

Camions soumis aux dispositions du règlement intérieur de la station des règles de circulation et au respect des règles d'hygiène et de sécurité en vigueur sur le site.

ARTICLE 4 - LIEU DE DÉVERSEMENT

Le déversement des matières de vidange se fera exclusivement dans l'ouvrage prévu à cette fin et en présence d'un agent de la station d'épuration.

ARTICLE 5 – QUANTITES DÉVERSÉES

Limitier éventuellement les apports moyens journalier de matières de vidange à ... tonnes.

Liste et caractéristiques des camions autorisés à venir sur la station,...

ARTICLE 6 - OPÉRATIONS DE DÉVERSEMENT

Prise de rendez-vous

Pesée en charge.

Déversement sous la surveillance du personnel de la station d'épuration.

Des prélèvements systématiques effectués lors de la vidange pour des analyses éventuelles.

Si les produits ne sont pas conformes le camion assurera le repompage de la fosse dans son intégralité,

Précision des horaires d'ouverture

Pesée à vide, délivrance d'un bon

ARTICLE 7 - RESPONSABILITÉ DE L'ENTREPRISE ET DE L'EXPLOITANT

Seules les matières de vidange telles que définies dans l'article 2 sont admissibles sur la station d'épuration.

La responsabilité du Client sera reconnue par les résultats des analyses effectuées.

ARTICLE 8 – FACTURATION

Description des modalités de facturation et sur quelles bases

ARTICLE 9 - ASSURANCES

Assurances couvrant la responsabilité du vidangeur

ARTICLE 10 - DURÉE DE LA CONVENTION

Durée de 1 an

Renouvelable par tacite reconduction par période d'un an.

Dénonciation avec un préavis

ARTICLE 11 – REGLEMENT DES LITIGES

Devant le Tribunal de ...

Fait à

le

Bibliographie :

- Document AERMC 2009 « Guide technique sur les matières de vidange issues de l'assainissement non collectif : caractérisation, collecte et traitements envisageable » à paraître.
- Document technique FNDAE n°30. 2004 « Traitement des matières de vidange en milieu rural Evaluation technico-économique de filières »
[http://www.fndae.fr/documentation/doc_technique.htm]
- Document de l'ORDIF : Les sous produits du traitement de l'eau en Ile de France - constat - diagnostic des filières de traitement - propositions d'actions - décembre 1998 [<http://www.ordif.com/documentation/etudes.htm>]
- Document technique FNDAE n°24. 2001. « Performances des systèmes de traitement biologique aérobie des graisses. Graisses issues des dégraisseurs de stations d'épuration traitant des effluents à dominante domestique. ».
[http://www.fndae.fr/documentation/doc_technique.htm]
- Hofmann, K., 1990. Use of Phragmites in sewage sludge treatment. in: Constructed wetlands. in Water Pollution Control (Adv. Wat. Pollut. Control no. 11), Cooper, P.F. and Findlater, B.C. (eds), Pergamon Press pp.269-277.
- Liénard, A., 1999. Déshydratation de boues par lits de séchage plantés de roseaux. Ingénieries EAT N°17, p33-43
- Liénard A., Canler J.P., Mesnier M., Troesch S., Boutin C. 2007. "Le traitement des matières de vidange: en station d'épuration ou en lits plantés de roseaux?" Revue l'ingénierie -EAT n°35. p.35 à 48
- Mesnier M., 2007. Matières de vidange issues de l'assainissement non collectif : caractérisation de leur composition et étude des différentes filières adaptées à leur traitement. Rapport de fin d'études de MASTER 2, Université de Franche-Comté.



Traitement des sulfures dans les réseaux. 2006, 45p.

Article de synthèse édité dans TSM numéro 4, avril 2002, pp27-39

Gis Biostep

Traitement des sulfures dans les réseaux

Rédacteurs :

Lynne Bouchy (Cirsee Suez Environnement)

Jean Pierre Canler (Cemagref)

Anne Cauchi (Véolia Eau)

Philippe Ginestet (Cirsee Suez Environnement)

Laure Graveleau (Cemagref)

Nathalie Hyvrard (Saur)

André Larigaudrie (Saur)

Jens Meinhold (Anjou Recherche)

Roger Pujol (Lyonnaise des Eaux)

Octobre 2006

Table des matières

INTRODUCTION	4
ORIGINES ET EVOLUTION DES DIFFERENTES FORMES DE COMPOSES SOUFRES DANS LES RESEAUX D'ASSAINISSEMENT	4
LE SOUFRE EN SOLUTION AQUEUSE	5
LE SOUFRE DANS LES RESEAUX D'EAUX USEES	7
<i>Influence de divers paramètres sur la production de sulfures</i>	8
IDENTIFICATION DU PROBLEME ET CAMPAGNE DE MESURES	8
LOCALISATION DE LA PRODUCTION ET DU DEGAZAGE DE SULFURES	9
DIAGNOSTIC ET MISE EN ŒUVRE D'UNE CAMPAGNE DE MESURES	9
<i>Indicateur du niveau de risque</i>	10
<i>Estimation de la quantité théorique de sulfures</i>	10
<i>Identification des points de prélèvements</i>	11
<i>Mise en œuvre de la campagne de mesures</i>	12
MISE EN ŒUVRE DES TRAITEMENTS	14
DISPOSITIONS CONSTRUCTIVES	15
MESURES PREVENTIVES D'EXPLOITATION	16
TRAITEMENT CURATIF EN EXPLOITATION	16
<i>Traitement par injection d'air comprimé</i>	16
<i>Traitement par injection d'oxygène pur</i>	17
<i>Traitement par injection de peroxyde d'hydrogène (H₂O₂)</i>	18
<i>Traitement par injection de sels de nitrates</i>	18
<i>Traitement par injection de sels de fer</i>	18
<i>Traitement par injection de nitrate ferrique</i>	19
CHOIX DE LA TECHNIQUE DE TRAITEMENT	19
METHODES D'ANALYSE ET CAPTEURS	20
DOSAGE COLORIMETRIQUE DES SULFURES	20
<i>Dosage colorimétrique de laboratoire</i>	20
<i>Méthode Dräger</i>	21
CAPTEURS	21
<i>Domaine d'utilisation</i>	21
<i>Principe</i>	21
<i>Caractéristiques et limites d'utilisation</i>	22
SECURITE	22
REGLEMENTATION RELATIVE A LA SECURITE DU PERSONNEL ET AUX ODEURS	22
<i>Sécurité du personnel</i>	22
<i>Odeurs</i>	22
RISQUES POUR LE PERSONNEL	23
CONCLUSION	24

Liste des annexes

Annexe 1 : le cycle du soufre en solution aqueuse

Annexe 2 : relation entre la concentration en sulfures dans l'air et celle de l'eau

Annexe 3 : modèles de prédiction de la formation des sulfures en réseau

Annexe 4 : action des principales techniques de traitement des sulfures en réseau

Annexe 5 : dosages des produits de traitement

Annexe 6 : méthode de dosage par colorimétrie des sulfures dans les eaux

Annexe 7 : mesure instantanée des sulfures par la méthode Dräger

Annexe 8 : fiche sécurité - matériel nécessaire et procédure d'intervention

Le Gis Biostep dont l'objectif est la compréhension des dysfonctionnements d'ordre biologique sur les stations de traitement des eaux usées s'est intéressé au problème de l'excès de sulfures à l'entrée des stations d'épuration, élément favorable au développement de certaines bactéries filamenteuses.

Ce document présente les méthodes de diagnostic et de réduction de la concentration en sulfures dans les réseaux pour limiter leur concentration en entrée de station d'épuration. Ce n'est pourtant pas le premier objectif de l'exploitant, bien souvent son intervention sur les sulfures est due à des problèmes d'odeurs et/ou de corrosion. Quel que soit l'objectif poursuivi, les traitements mis en œuvre seront les mêmes.

Cette fiche réactualise les connaissances de nature essentiellement bibliographique, sur la thématique des sulfures en réseau d'assainissement. Elle sera enrichie ultérieurement par des fiches pratiques de mise en œuvre des traitements.

INTRODUCTION

Les sulfures générés dans les réseaux d'assainissement sont à l'origine de multiples désordres aussi bien au niveau du réseau :

- ◆ génération d'odeurs désagréables occasionnant des plaintes,
- ◆ dégradation prématurée des réseaux nécessitant des interventions curatives onéreuses (en cas de casse en particulier),
- ◆ toxicité induisant différents risques sanitaires notamment respiratoires voire mortels pour le personnel exploitant en cas d'exposition à des doses létales (nombreux décès liés au non-respect des procédures de sécurité),

Qu'au niveau de la station de traitement :

- ◆ génération de problèmes biologiques (prolifération de bactéries filamenteuses de type *Thiothrix* entre autre) entraînant une faible décantabilité des boues avec un risque de pertes de boue dans le milieu récepteur (voire un moussage biologique stable) et une difficulté d'épaississement nécessitant aussi une augmentation des réactifs pour le conditionnement des boues,
- ◆ sur-aération des boues activées à cause du faible potentiel rédox des eaux à traiter,
- ◆ génération de sulfures de fer en cas d'ajouts de réactifs contenant du fer (formation de sulfures de fer : particules fines, noires et décantant très mal).

Le présent document rappelle les éléments de base qu'il faut connaître pour faire face à un problème de sulfures et préconise des solutions qui ont fait leur preuve sur le terrain.

ORIGINES ET EVOLUTION DES DIFFERENTES FORMES DE COMPOSES SOUFRES DANS LES RESEAUX D'ASSAINISSEMENT

Cette partie vise à apporter quelques éléments d'information sur les différentes formes du soufre en solution aqueuse observées dans les eaux usées et à préciser les paramètres importants régissant la formation de sulfures en réseau. Le cycle du soufre en solution est présenté en annexe 1.

Le soufre en solution aqueuse

Le soufre est présent à l'état naturel sous forme de sulfate (SO_4^{2-}), dans les réservoirs naturels que constituent les océans et les roches.

Les concentrations en sulfates des eaux de distribution (et donc des eaux usées) varient selon les régions, en fonction de la nature géologique du sol (ex: le gypse est composé de sulfate de calcium hydraté).

A titre d'exemple la gamme de variation est très importante pour les différentes régions françaises, allant de quelques mg SO_4^{2-} par litre à 250 mg $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$ (à l'exception des régions gypseuses où des valeurs supérieures peuvent être atteintes).

Les valeurs moyennes en France, à l'exception des cas particuliers se situent autour des 100 mg $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$ (ou 33 mg de S- $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$).

Eaux de distribution			
Grenoble	50 mg $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$	Corbeil Essonne	120 mg $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$
Meaux	230 mg $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$	Lorient	25 mg $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$
Eau de mer			
2700 mg $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$			
Eaux minérales			
Contrexéville	1187 mg $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$	Vittel	336 $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$
Evian	10 mg $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$		

Pour l'eau potable, la valeur limite recherchée à ne pas dépasser est fixée à 400 mg $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$ (ou 133 mg de S- $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$).

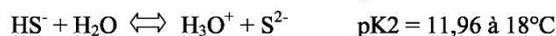
Remarque : dans le cas d'un bilan en soufre, il est préférable d'exprimer la concentration en sulfates en S- $\text{SO}_4^{2-} \cdot \text{L}^{-1}$, ce qui demande de diviser par 3 la concentration en SO_4^{2-} .

La chimie du soufre est assez complexe, avec l'existence de nombreux composés plus ou moins stables en solution. D'un point de vue thermodynamique, on ne devrait trouver en solution que les sulfures (H_2S , HS^- , S^{2-}), le soufre colloïdal (S) et les sulfates (HSO_4^- , SO_4^{2-}). La température a moins d'influence sur la stabilité des équilibres chimiques que le potentiel rédox ou le pH.

Sous certaines conditions (potentiel rédox, pH), le soufre peut être soit réduit en sulfures (H_2S) soit oxydé en sulfates (HSO_4^- et SO_4^{2-}).

Les sulfates (SO_4^{2-}) sont des composés stables en solution aqueuse pour tout pH.

L'hydrogène sulfuré (H_2S) est un acide faible, il donne en solution aqueuse les équilibres suivants :



La figure ci-dessous présente l'équilibre des espèces sulfurées en fonction du pH.

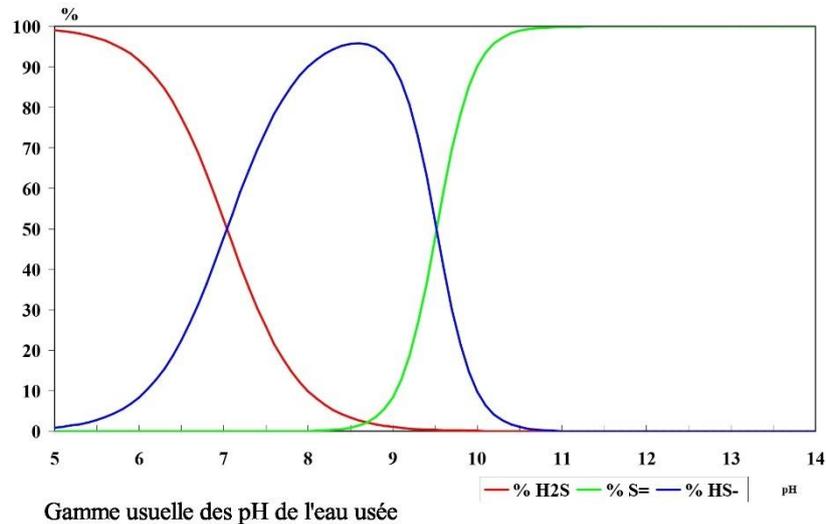


Figure 1 : Equilibre des formes de l'hydrogène sulfuré en solution, en fonction du pH
 On remarque que pour les pH usuels d'une eau usée (pH 7,5 – 8,5), la forme majoritaire est l'ion hydrogénosulfure (HS^-).

En application de la loi de Henry sur les équilibres entre phase gazeuse et phase liquide, il est en théorie possible de prévoir la concentration en H_2S dans l'eau en fonction de la concentration dans l'air à pH fixe (cf. annexe 2).

L'hydrogène sulfuré (H_2S) est la forme volatile. A pH bas, la proportion d' H_2S est plus élevée d'où un dégagement en phase gazeuse plus important.

Les deux figures suivantes illustrent la relation entre la quantité d' H_2S mesurée dans l'eau et celle obtenue dans l'air.

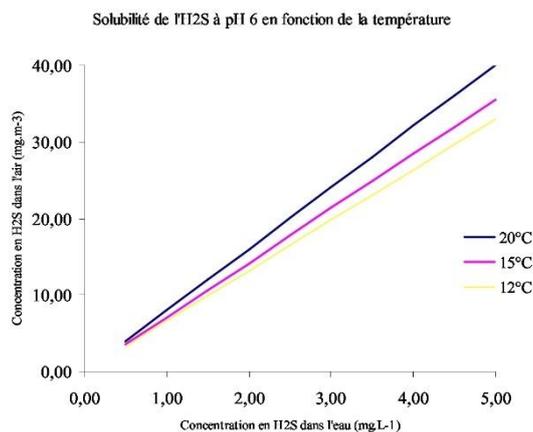


Figure 2 : Représentation graphique de la relation entre la concentration en solution et en gaz de l'hydrogène sulfuré à pH 6.

De la même manière on peut représenter la concentration en H₂S dans l'air et dans l'eau à différents pH.

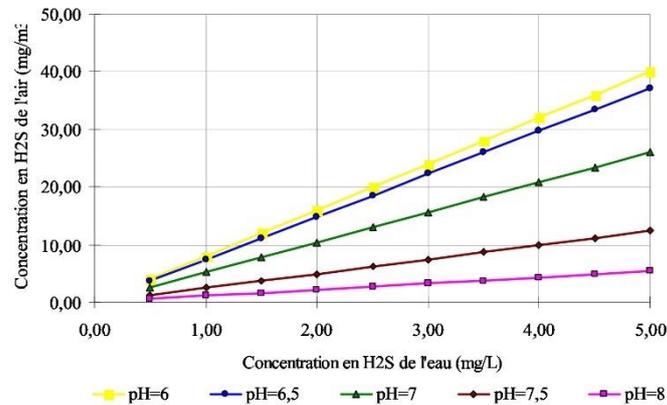


Figure 3: Représentation graphique de la relation entre la concentration en solution et en gaz de l'hydrogène sulfuré à 20°C.

D'une façon générale, une concentration en H₂S dans l'air de 10 mg de H₂S/m³ est un indicateur à risque pour le traitement biologique.

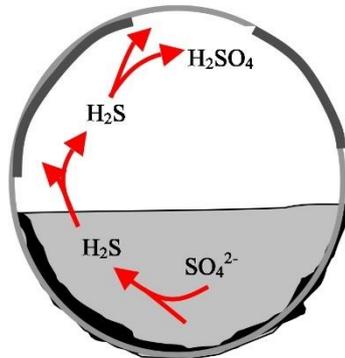
Le soufre dans les réseaux d'eaux usées

La présence de soufre dans les eaux résiduaires a deux origines principales : industrielle (industries chimiques, minières principalement) et biologique (dégradation de la matière organique ou réduction de composés inorganiques tels que les sulfates apportés par l'eau potable).

Les concentrations en sulfures doivent être inférieures à 1 mg d'H₂S /L (domaine de traitement de garantie) mais peuvent atteindre des valeurs de 30 mg d'H₂S /L, voire plus en conditions extrêmement défavorables.

Dans un réseau d'assainissement, ce sont principalement les conduites de refoulement qui réunissent toutes les conditions favorables à la formation des sulfures (H₂S, HS⁻, S₂). Ces conduites étant en charge, il n'y a pas de circulation d'air lors du transfert des effluents ce qui favorise le maintien prolongé (plus de trois heures) d'un milieu anaérobie favorable à la croissance de bactéries sulfato-réductrices, responsables de la réduction des sulfates en sulfures.

Les conséquences olfactives et de corrosion sont localisées le plus souvent au niveau des sections gravitaires à l'aval des refoulements où a lieu le dégazage de l'H₂S.



L'hydrogène sulfuré (H₂S) en atmosphère humide et chaude, à l'intérieur d'un réseau ou d'un regard va être oxydé en acide sulfurique par des bactéries du genre *Thiobacillus*, au niveau des parois de la conduite. L'acide sulfurique dissout l'hydroxyde de calcium et les carbonates de calcium contenus dans les mortiers de ciment, entraînant la corrosion et compromettant l'intégrité de la structure du tuyau. La corrosion a lieu principalement dans la partie émergée du tuyau, de manière inégale en fonction des courants d'air à l'intérieur de la canalisation.

En présence d'eaux de mer associées à des sulfures, il se forme de l'acide chlorhydrique (acide fort) occasionnant une corrosion des équipements et une dégradation des bétons.

Influence de divers paramètres sur la production de sulfures

La production de sulfures en réseau d'assainissement est influencée par de nombreux facteurs dépendants les uns des autres :

- ◆ la présence de sulfates et de matière organique,
- ◆ le potentiel d'oxydo réduction : la réduction des sulfates par les bactéries sulfato réductrices a lieu dans un domaine de potentiel redox compris entre -200 et -300 mV/EHN. A noter que dans la pratique, les dégagements de mauvaises odeurs liées à la présence d'hydrogène sulfuré et de sulfures organiques ont lieu à partir d'un potentiel redox inférieur à -50 mV/EHN.
- ◆ la concentration en oxygène dissous : une concentration supérieure à 1 mg d'O₂.L⁻¹ inhibe les bactéries sulfato - réductrices.
- ◆ la température : une augmentation de la température favorise le développement des bactéries sulfato-réductrices avec une croissance optimale à 41°C selon le modèle de Drew et accélère la consommation d'oxygène dissous par les bactéries aérobies.
- ◆ le temps de séjour : un temps de séjour supérieur à trois heures est favorable à la réduction des sulfates, le milieu s'appauvrissant en oxygène pour devenir très réducteur. Ce temps maximal est plus court si l'effluent est déjà septique.
- ◆ la vitesse d'écoulement de l'effluent : une vitesse inférieure à 0,6 m.s⁻¹ favorise la formation des sulfures, avec l'apparition de dépôts dans les conduites et de biofilms.

La production de sulfures a lieu lorsque ces conditions sont réunies. C'est le cas en particulier, en été, en zone d'activité touristique, ayant des réseaux longs, à faible vitesse d'écoulement et comportant de nombreux postes de refoulement en cascade.

IDENTIFICATION DU PROBLEME ET CAMPAGNE DE MESURES

Cette partie a pour but de décrire la démarche de localisation de la production de sulfures et d'estimation de la quantité produite sur un réseau d'assainissement en refoulement, suite à des plaintes de mauvaises odeurs ou de corrosions de canalisations.

Localisation de la production et du dégazage de sulfures

Le phénomène se manifeste par des odeurs fortes d'œuf pourri et/ou une dégradation prématurée des canalisations en béton et des équipements. Bien souvent, la zone de dégazage des sulfures (zone où l'odeur est importante) et la zone de production (réduction des sulfates) ne sont pas les mêmes. Il est important de bien identifier ces différentes zones.

La représentation ci dessous illustre les zones de production et de dégazage des sulfures sur un réseau en refoulement.

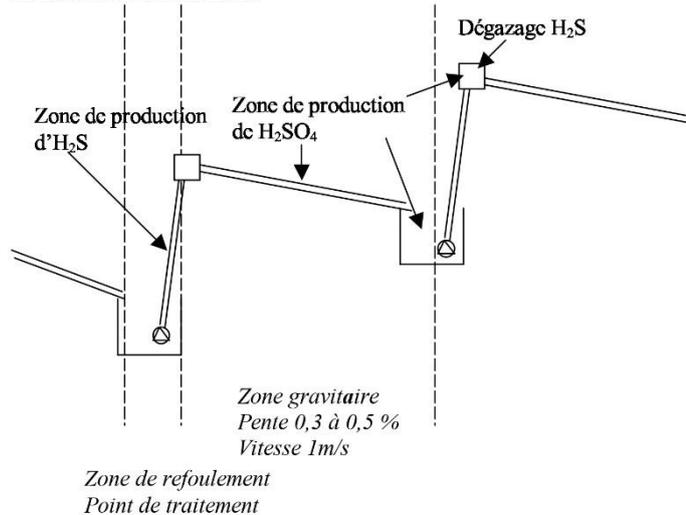


Figure 4 : zone de production et de dégazage des sulfures sur un réseau en refoulement

Avec :

- ◆ **Zone de production d'H₂S** ; partie anaérobie donc absence de contact avec l'air
- ◆ **Zone de production d'H₂SO₄** ; partie où l'H₂S formé est en contact avec l'O₂ de l'air
- ◆ **Dégazage de l'H₂S**: zone de turbulences.

Diagnostic et mise en œuvre d'une campagne de mesures

Avant de mettre en œuvre tout traitement, il est nécessaire d'estimer le niveau de risque. Deux approches de quantification sont possibles :

- ◆ un dosage chimique des sulfures dans l'eau et/ou dans l'air. A noter que ces deux dosages sont complémentaires, mais que le dosage dans l'air est plus rapide et plus facile à mettre en œuvre (Annexe 8).
- ◆ Ou une estimation de la quantité théorique des sulfures, basée sur la modélisation (Annexe 3) essentiellement utilisée pour les projets de conception de réseaux.

Indicateur du niveau de risque

Le tableau suivant (Fayoux¹) permet en fonction des principaux paramètres influençant la formation des sulfures d'estimer le niveau de risque auquel on peut s'attendre.

Température (°C)	5	10	15	20	>20
Indicateur de risque	0	2	4	10	20
Temps de séjour (h)	1	3	6	12	24
Indicateur de risque	0	1	4	6	15
Vitesse (moy 24h) (m.s ⁻¹)	1	0,8	0,6	0,4	0,2
Indicateur de risque	0	1	2	6	10
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	<50	50-300	>300		
Indicateur de risque	2	5	10		
SO ₄ (mg.L ⁻¹)	<50	100-200	>200		
Indicateur de risque	1	10	20		
Potentiel rédox effluent EHN (mV – électrode à hydrogène)	+100	+50	0	-100	-200
Indicateur de risque	1	3	15	30	>30

Interprétation:

Somme des indicateurs de risque	Niveau de risque
0-5	Risque nul
5-15	Risque faible
15-25	Risque important
>25	Risque très important

Cette approche permet d'identifier un niveau de risque justifiant des démarches complémentaires (modélisation, suivi analytique,...).

Estimation de la quantité théorique de sulfures

De nombreux auteurs ont étudié les cinétiques de production de l'hydrogène sulfuré en conduite de refoulement ou en conduite gravitaire et ont proposé des modèles de calcul permettant de prévoir la production de sulfures (Pomeroy, Holder, Zielinski, Thistlethwayte et Boon et Lister). Ces modèles sont joints en annexe 3.

A noter que cette estimation est faite à partir des paramètres de fonctionnement du réseau au niveau du poste de refoulement.

¹ TSM N° 815, Vol 6, 1991

Les publications collectives – Entrée STEP

Les principaux facteurs pris en compte par les différents modèles sont le plus souvent :

- ◆ La température
- ◆ Le temps de séjour,
- ◆ Les concentrations en matière organique (DCO ou DBO₅),
- ◆ Le diamètre intérieur hydraulique de la conduite,
- ◆ La vitesse de passage
- ◆ Les concentrations en sulfates.

Ces modèles permettent de déterminer un niveau de risque de la formation des sulfures. Ils sont détaillés en annexe 3.

Les données d'une campagne de mesures peuvent être comparées aux formules de prédiction de formation de sulfures.

Remarque : en trois heures environ, pour un effluent « classique » bien oxygéné, à une température moyenne (20°C), l'oxygène libre disparaît totalement et la fermentation peut commencer avec la production inévitable de sulfures (en général, la concentration en sulfates initiale est largement suffisante pour produire les quelques mg de sulfures qui vont créer les problèmes).

Les principales questions à se poser sont donc :

- ◆ Quel est l'état de fraîcheur de l'effluent à l'entrée du poste de refoulement ? S'il est déjà septique, il faut en rechercher plus en amont les causes.
- ◆ Quelle est la concentration attendue en sulfures ? Les modèles peuvent prédire, mais en général sont assez optimistes car ils ne tiennent pas compte des inévitables variations des tranches d'eau et tranches horaires. C'est pourquoi il vaut toujours mieux analyser et connaître le fonctionnement du réseau (ou du tronçon concerné).

Identification des points de prélèvements

Suite à cette première évaluation théorique du risque, on peut être amené à devoir valider par des mesures *in situ* la concentration réelle en sulfures. Pour cela et avant de mettre en œuvre les prélèvements, il est nécessaire de rassembler les caractéristiques du réseau et son fonctionnement hydraulique afin d'identifier les zones de production.

Données descriptives du réseau

Les éléments suivants sont pris en compte pour cette description :

- ◆ Schéma du réseau avec les principaux postes,
- ◆ Caractéristiques des conduites :
 - ◆ Section gravitaire ou en refoulement, Longueur et diamètre interne, Pente.
 - ◆ Nature de l'effluent, (urbain, industriel ou mixte – type d'industries),
 - ◆ Incidents sur le réseau (intrusions d'eaux de mer, présence d'eau parasites),
 - ◆ Caractéristiques des postes (nombre et débit des pompes – volume utile – volume de marnage, temps de fonctionnement des pompes, nombre de démarrage en 24 heures),
 - ◆ Présence de traitements curatifs ou préventifs,
 - ◆ Opérations de curage du réseau (fréquence des curages, points noirs identifiés).

Les publications collectives – Entrée STEP

Paramètres de fonctionnement hydraulique du réseau

Le diagnostic est à effectuer pour différentes périodes : par temps sec, par temps de pluie, en fonction d'une variation saisonnière possible (basse et haute saison) et sur chacun des ouvrages de relèvement (refoulement), les points suivants seront étudiés :

- ◆ les débits des différents postes : Q instantané, Q moyen journalier, Q diurne et Q nocturne,
- ◆ les vitesses d'écoulement dans les refoulements : V instantanée, V moyen journalier, V diurne et V nocturne
- ◆ les temps de séjour : Ts moyen journalier, Ts moyen diurne et Ts moyen nocturne (A noter que le Ts moyen n'est pas très significatif).

C'est à partir de ces données que seront définis les points de mesure.

Mise en œuvre de la campagne de mesures

La campagne devra être conduite de manière à couvrir les périodes les plus favorables à la présence d' H_2S (période de temps sec et faible débit). Il est préférable de prévoir au moins deux jours de mesures par période identifiée. Il est nécessaire d'utiliser des préleveurs multi-flacons pour identifier les variations de concentrations au cours de la journée (liées au temps de séjour de l'effluent dans le réseau).

Lieux de prélèvement

Les prélèvements sont effectués (cf. schéma ci-dessous) :

- ◆ dans la bache des postes de refoulement (point A),
- ◆ dans les regards au débouché des refoulements (points B2 et B3),
- ◆ dans les regards réceptionnant les réseaux gravitaires (point B1).

Le schéma suivant présente des exemples de points de prélèvement sur un réseau en refoulement.

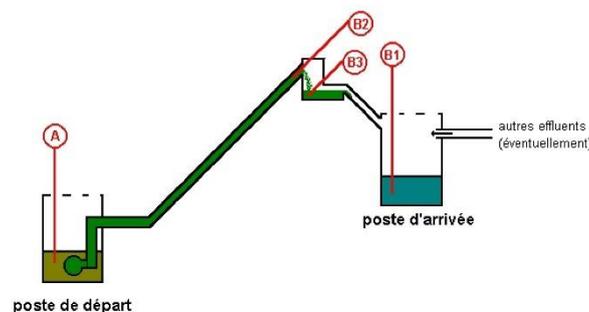


Figure 5 : schéma des points de prélèvement sur un réseau en refoulement

Point A (dans la bache du poste avant refoulement), pour obtenir la concentration initiale en sulfures et l'état de « fraîcheur » de l'effluent. Ensuite, on privilégie les points de prélèvements, dans l'ordre suivant :

Point B2 avec tuyau plongeant dans la conduite de refoulement s'il y a une chute au passage en gravitaire pour éviter de perdre une partie de l' H_2S par stripping.

Ou point B3 s'il n'y a pas de chute au passage en gravitaire, mais il reste une possibilité de dégazage en aval, ou encore de dilution dans le poste aval avec d'autres effluents.

Ou point B1 (point de prélèvement aval), s'il n'y a ni chute, ni turbulence susceptibles de provoquer une perte de sulfures par dégazage, ni dilution avec d'autres effluents dans le poste. A ce niveau, on sous-estime en général la concentration en sulfures.

Type de prélèvement

Il est préférable de réaliser un profil sur 24 heures à l'aide d'un préleveur 24 flacons (soit un prélèvement par heure et donc 24 analyses d'H₂S). Le traitement des données tiendra compte du décalage entre les échantillons amont/aval, du temps de séjour réel.

Mettre dans chaque flacon, au préalable, la solution de blocage (pour la précipitation des sulfures et donc moins de pertes par volatilisation). Le profil 24 heures permet de visualiser les périodes critiques de production d'H₂S sur la journée.

Exemple de courbe obtenue sur un réseau de type unitaire mais dans des conditions météorologiques différentes (temps sec en bleu, temps de pluie en rouge)

Exemple de point de Prélèvement

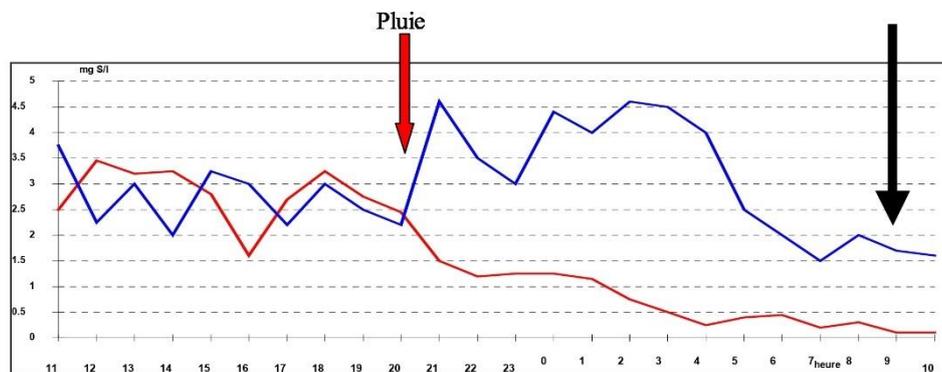


Figure 6 : profils moyens horaires sur 24 heures des mesures du H₂S sur deux réseaux

La courbe bleue est représentative d'une situation générant des sulfures en période nocturne. La courbe rouge est observée sur le même réseau avec un épisode pluvieux en soirée.

On remarque que selon la période de prélèvement, le diagnostic qui pourra être fait sera différent. Ainsi, si un prélèvement ponctuel est réalisé à 9h00 du matin, après une période de pluie (courbe rouge), on passe à côté du problème.

Les profils horaires en sulfures permettent de quantifier la production de sulfures ; ce qui est nécessaire car les traitements curatifs se dosent par g de sulfures formés (voir partie Traitement).

Type d'analyses

Les analyses réalisées en laboratoire portent sur les paramètres suivants : les sulfures, la DCO, les MES, les sulfates (SO₄²⁻), les ortho-phosphates² et les chlorures³ (cf. paragraphe Méthodes d'analyses et capteur).

² A doser pour estimer les concentrations en chlorures ferriques à ajouter compte tenu de la précipitation des ortho-phosphates avec les sels métalliques.

Le terme sulfures représente les sulfures totaux (le blocage au Zn aura précipité les différentes formes de soufre réduit) : ceci conduira à surestimer les sulfures dissous qui seuls, sont susceptibles de dégazer et de générer soit des odeurs, soit de l'acide sulfurique.

Des précautions sont à prendre lors de la prise d'échantillon pour éviter tout dégazage des sulfures; un blocage (à l'acétate de zinc et au carbonate de sodium par exemple) est indispensable pour les conserver sous forme non volatile (non strippable).

Certaines analyses sont à réaliser in situ à l'aide d'appareils de mesures portables disposant de système d'acquisition de données pour suivre l'évolution des paramètres dans le temps. C'est le cas :

- ♦ sur les effluents : du pH, du potentiel redox, de la température et de l'oxygène dissous,
- ♦ dans l'air : de la teneur en hydrogène sulfuré. Elle sera mesurée dans le ciel gazeux du poste et au débouché des conduites, dans les regards.

Remarque : Si l'on doit résoudre un problème d'odeur⁴, il peut être nécessaire de faire également une mesure des autres composés odorants (tels que les mercaptans, les composés organiques volatils, l'ammoniac), ce qui déterminera par ailleurs, le type de traitement à mettre en œuvre.

Exemple de profil de température, potentiel redox et oxygène dissous sur un réseau d'assainissement.

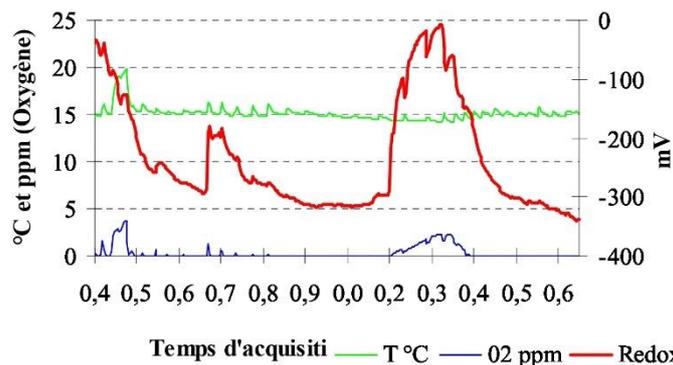


Figure 7 : Variation du potentiel redox sur 24 heures – mise en évidence d'une présence sporadique d'oxygène dissous (mesure en mV AgCl)⁵

En pré diagnostic, l'enregistrement de ces paramètres est très riche d'enseignements pour identifier les parties du réseau pouvant poser des problèmes.

MISE EN ŒUVRE DES TRAITEMENTS

La démarche concernant le choix d'une technique de traitement est explicitée à l'annexe 5.

³ Les chlorures ont un impact sur la corrosion des ouvrages et des équipements

⁴ Il est par ailleurs possible de quantifier la concentration d'odeur (olfactométrie).

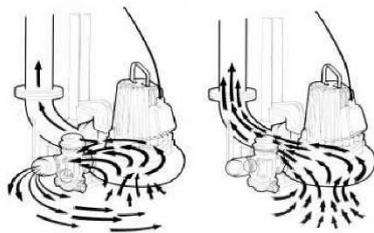
⁵ Selon le type d'électrode utilisée (cf. caractéristique fournisseur) la conversion AgCl/ENH est de l'ordre de +180/200

Des traitements ou précautions sont à prendre pour limiter la production de sulfures sur les réseaux. On distingue les dispositions constructives et les actions préventives de celles strictement curatives (Annexe 6).

Dispositions constructives

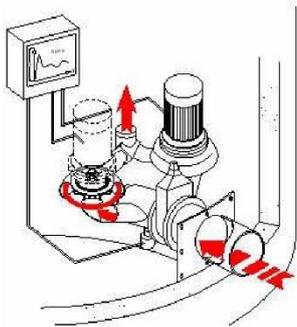
Les recommandations suivantes sont à respecter :

- ◆ Réaliser une pente du réseau supérieure à 0,3% (cf. coll. technique FNDAE n°33) et une vitesse d'écoulement de l'ordre de $1\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$.
- ◆ Eviter de sur dimensionner le réseau, ce qui occasionne des temps de séjour importants des refolements : si la topographie le permet, maintenir des zones gravitaires même si cela implique des pompages intermédiaires. On peut être amené à prévoir un double réseau en cas de forte variation saisonnière (petit diamètre - rarement mis en place). Ce peut être également le retubage d'une conduite trop grande pour diminuer le volume en refolement.
- ◆ Diminuer les dépôts qui fermentent et génèrent les sulfures dans les bâches de pompage : on peut prévoir des agitateurs, une pompe d'une vanne de brassage ou des postes du type DIP "Pompage en ligne".



Principe de fonctionnement de la valve Flush (Flygt)

Au démarrage de la pompe (image de gauche), le flux passant à travers la valve ouverte, crée une dépression et augmente les mouvements tourbillonnaires dans la valve, ce qui permet une remise en suspension des matières décantées. Après quelques dizaines de seconde (image de droite), un système de clapet permet la fermeture de la valve et le passage direct du flux à travers la conduite.



Principe du "pompage en ligne" (Principe DIP)

Le pompage en ligne est assuré par deux pompes munies d'un variateur de vitesse. Un dispositif de mesure de niveau dans le collecteur fournit les données pour l'automate de régulation hydraulique. Les pompes fonctionnent en ligne, au débouché de la canalisation. Le matériel utilisé est adapté aux eaux résiduaires chargées, insensible aux bouchages.

L'entretien est simplifié, les interventions de maintenance facilitées puisque les organes de pompages sont accessibles en fosse sèche.

- ◆ Eviter le dégazage des sulfures en sortie du refolement en cas de chute d'eau : accompagner la chute par un tube plongeur ou un aménagement de la cunette).

Les publications collectives – Entrée STEP

- ♦ Prévoir la place pour des équipements spécifiques dans les postes en cas de production prévisible et incontournable de sulfures ou composés odorants (injection d'air ou de réactif, traitement de l'air du poste, etc.).

A noter que le changement du débit des pompes pour accroître la vitesse ne change pas grand-chose (pour un volume entrant constant) puisque ce n'est pas le temps de séjour moyen qui compte, mais bien le temps de séjour instantané qui est important (pour cela, il est nécessaire de connaître les profils journaliers).

Mesures préventives d'exploitation

L'entretien du réseau est un facteur fondamental de prévention de la formation de sulfures.

Sur un réseau à faible pente : augmenter les vitesses d'écoulement dans le réseau (par l'augmentation du débit des pompes) et mettre en œuvre une politique préventive de curage des réseaux et des postes (définition des points noirs / actions ciblées et entretien courant – jusqu'à une fois par trimestre sur des points noirs).

Maintenir l'effluent en aérobiose (injection d'air, d'oxygène, de peroxyde) ou en anoxie (injection de sels de nitrates).

Traitement curatif en exploitation

Les recommandations présentées ci-dessous sont issues principalement du TSM (n° 815 vol 6, 1991). De nombreuses applications ont été réalisées par ailleurs et permettent de dresser un bilan.

Deux types de traitement peuvent être mis en œuvre :

- ♦ L'oxydation des sulfures présents (Peroxyde, Oxygène pur, par exemple)
- ♦ La précipitation des sulfures présents (Sels de fer, de zinc, par exemple). La précipitation par des sels ferriques est la technique la plus usuelle.

Les différentes techniques de traitement pour des actions préventives et /ou curatives sont les suivantes :

Traitement par injection d'air compressé

La présence d'oxygène inhibe le développement des bactéries sulfato-réductrices et donc la formation des composés soufrés odorants (sulfures, mercaptans). Il s'agit donc d'une action préventive puisque l'air injecté ne permet pas une oxydation en sulfates des sulfures déjà présents dans l'effluent. Si celui-ci est déjà septique à l'arrivée dans le poste de refoulement, l'air compressé pourra même augmenter la part strippable et donc la concentration en H₂S dans l'air.

Le principe est d'injecter périodiquement un certain volume d'air dans la canalisation en refoulement (préférer une injection sur horloge plutôt qu'une injection couplée à la marche des pompes, pour éviter une sous aération la nuit lorsqu'il n'y a pas de débit). Le volume injecté dépend du diamètre de la conduite mais ne s'applique qu'à des petits diamètres.

Les cycles sont calculés en fonction des caractéristiques des compresseurs. Globalement, la durée d'injection d'air est de quelques minutes, toutes les 15 à 20 minutes.

Une partie de l'air injecté se dissout dans l'effluent (de l'ordre de 2% d'air par unité de volume à 20°C et à pression atmosphérique). Des poches d'air restent dans la conduite et se déplacent avec l'eau si la vitesse d'écoulement est suffisante. S'il y a des points hauts (cf. topographie le long du réseau) des poches d'air peuvent se former. Veiller à ce qu'elles ne

gênent pas l'écoulement en provoquant des pertes de charge (ouvrir les ventouses, si nécessaire). Cette technique n'est pas adaptée en cas de conduite présentant de forts dénivelés et les diamètres supérieurs à 300 mm.

A titre d'exemple, des résultats positifs ont été obtenus dans les conditions suivantes :

Diamètre interne du réseau	Volume d'air injecté
< 150 mm	10 % soit 100 L d'air par m ³ de canalisation
Compris entre 150 et 300 mm	15 % soit 150 L d'air par m ³ de canalisation

Figure 8 : volume d'air à injecter en fonction du diamètre interne de la conduite

Application du calcul du temps de fonctionnement théorique d'un compresseur par heure

$$\text{Temps de fonctionnement du compresseur en minutes} = \frac{\text{volume d'air théorique (L)}}{\text{capacité du compresseur (L.min}^{-1}\text{)}}$$

Avec,

$$\text{Volume d'air théorique (L)} = \text{volume canalisation (m}^3\text{)} \times 100 \text{ (ou 150 selon } \varnothing \text{)}$$

$$\text{Volume canalisation (m}^3\text{)} = \frac{\text{Longueur canalisation} \times \pi \times (\text{Diamètre}_{\text{int}} \text{ canalisation})^2}{4}$$

Traitement par injection d'oxygène pur

L'oxygène pur gazeux permet une double action :

- ♦ préventive, en maintenant l'effluent en aérobiose, comme pour l'air. Ceci nécessite de grandes quantités de réactifs car l'O₂ réagit avec la matière organique (abattement partiel de DBO₅).
- ♦ curative, car l'oxygène pur permet d'obtenir de concentrations élevées en O₂ qui permet d'accélérer les cinétiques d'oxydation.

Le débit d'oxygène est réglé de façon à avoir un résiduel d'oxygène en sortie de refoulement, et l'injection est asservie au fonctionnement des pompes de refoulement.

Le taux de traitement curatif théorique est de 8,5 g d'O₂ par g de sulfures sans tenir compte du transfert d'oxygène qui est variable selon le dispositif (de l'ordre de 50 à 80 %) (TSM n°815 Vol 6 1991). A titre d'exemple pour une concentration de 15 mg.L⁻¹ de sulfures, le dosage sera de 130 g O₂.m⁻³ d'effluent à traiter.

Il est préférable de réserver cette technique à des conduites ayant un profil régulièrement ascendant, pour des raisons de coût (fuite d'oxygène aux points hauts). Ce type de traitement étant très onéreux, il est rarement utilisé.

Attention, le stockage d'oxygène liquide est soumis à la nomenclature des ICPE, et selon la quantité totale stockée, à déclaration entre 2 et 200 T, à autorisation entre 200 et 2 000 T, et en plus à servitude d'utilité publique à partir de 2 000 Tonnes.

Traitement par injection de peroxyde d'hydrogène (H₂O₂)

L'eau oxygénée peut être utilisée en traitement préventif comme en traitement curatif.

En préventif, l'injection de peroxyde se fait en amont des zones de formation des sulfures (poste de refoulement), et il constitue une source d'oxygène qui permet le maintien en aérobiose de l'effluent. Ce traitement nécessite de grandes quantités de réactif car le peroxyde d'hydrogène oxyde facilement la matière organique.

En curatif (plus économique), le peroxyde d'hydrogène oxyde les sulfures déjà formés. Les doses théoriques sont de 1,5 moles de peroxyde par mole de sulfures à traiter.

Dans la pratique, pour tenir compte des réactions parasites, pour un objectif de sulfures résiduels de 0,1 mg.L⁻¹ dans l'exutoire, la dose doit être de 4 à 8 g d'H₂O₂ 35% par gramme de S²⁻, et même parfois jusqu'à 10g.

L'oxydation des sulfures n'est pas immédiate, il faudra déterminer le temps de contact minimal pour que la réaction soit accomplie (entre 30 min et 5 h selon les conditions locales, et la dose d'attaque). Le point d'injection sera alors choisi, de telle sorte que le temps de contact soit vérifié pour le débit maximal transitant dans la canalisation de refoulement.

Le peroxyde commercial se présente sous forme liquide, et la concentration la plus courante est de 35%.

Cette solution se révèle onéreuse mais son efficacité est reconnue, notamment pour traiter les composés odorants.

Attention : il s'agit d'une substance corrosive et comburante, dont le stockage est soumis à déclaration pour 2 à 100 T, à autorisation entre 100 T et 200 T, et en plus à servitude d'utilité publique à partir de 200 Tonnes.

Traitement par injection de sels de nitrates

L'objectif est de maintenir l'effluent en anoxie (pas d'oxygène libre, mais l'oxygène est fixé sur les nitrates), et donc d'empêcher les bactéries sulfato-réductrices, anaérobies strictes, de produire des sulfures. Il s'agit d'une action préventive.

Une action curative est mise en avant par le principal fournisseur : les bactéries *Thiobacillus* dénitrifiantes oxyderaient les sulfures en soufre.

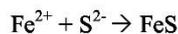
A noter que la quantité de DCO facilement assimilable consommée lors de l'injection des sels de nitrate peut avoir un impact sur le fonctionnement de la station (en particulier sur le traitement de l'azote) ; cet impact est à étudier au cas par cas. Il est fonction de la teneur en sulfures et en DCO dans le collecteur et du procédé mis en œuvre sur la station.

A titre d'exemple, le nitrate de calcium est injecté dans l'effluent au poste de refoulement, à raison d'environ 10 à 20 g de nitrate de calcium par g de sulfure pour un objectif de 5 ppm d'H₂S dans le ciel gazeux à l'exutoire du refoulement.

On peut utiliser un contrôleur de dosage qui optimise celui-ci en fonction du débit, du temps de séjour, de la température de l'effluent afin d'éviter tout surdosage.

Traitement par injection de sels de fer

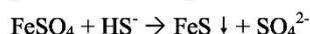
Le fer soluble agit sur les sulfures déjà présents, en les précipitant sous forme de sulfures de fer insoluble (colloïdes noirs et produit des boues dans le réseau). Il s'agit donc d'une action exclusivement curative.



Quelle que soit sa nature, le sel de fer sera injecté dans la bêche du poste du poste de refoulement ou dans la conduite, avec un asservissement au fonctionnement des pompes de refoulement.

Le sulfate ferreux (FeSO₄) est dosé à environ 10 mg.mg⁻¹ de sulfure. Il se présente en poudre, et doit donc être solubilisé au préalable. Il a un effet rémanent important qui peut tamponner les variations de production de sulfures lors d'une journée.

L'utilisation de produits contenant du sulfate est une solution économique mais augmente la concentration en sulfate des eaux résiduaires entrant dans la station. Sur une station, présentant des risques d'anaérobioses, on reformera des sulfures.



Le chlorure ferrique (FeCl₃) est dosé à environ 8 - 10 mg.mg⁻¹ de sulfure.



Le chloro-sulfate ferrique⁶ (FeCl(SO₄)) est dosé à environ 25 - 30 mg/mg de sulfures. C'est un réactif corrosif.



Traitement par injection de nitrate ferrique

Ce produit, peu utilisé en France, est largement utilisé en Angleterre. Le principe est de combiner l'action préventive des nitrates (inhibition de la production des sulfures) et de l'action curative du fer (précipitation des sulfures présents).

En France, son utilisation reste expérimentale, mais certainement prometteuse.

Choix de la technique de traitement

En parallèle à la mise en œuvre de techniques spécifiques de traitement des sulfures, il convient d'optimiser les opérations de maintenance et de curage du réseau notamment dans les zones à risques (faible pente en particulier). Un tableau en annexe 7 rassemble les caractéristiques et le dosage des principaux produits chimiques utilisés pour le traitement préventif et/ou curatif des sulfures.

Le tableau comparatif ci dessous rappelle les principaux avantages et inconvénients des traitements les plus usuels.

Produit	Avantages	Inconvénients	Précautions
<u>Action curative sur l'H₂S (Précipitation des sulfures sous forme FeS)</u>			
Chlorure ferrique (le plus courant)	Coût faible	Augmentation du volume des boues Coloration des effluents Mauvaise décantabilité (sulfure de fer)	Eviter le sulfate ferreux, le chloro-sulfate ferrique, PH acide Réactif très acide et corrosif Précaution de stockage

⁶ Sulfate ferreux à bannir en raison de l'apport de sulfate.

<u>Action préventive sur la formation des sulfures (évite l'anaérobie)</u>			
Ca(NO ₃)	Mise en œuvre facile	Coût élevé Ne traite pas l'H ₂ S Consomme du carbone Dégazage de dénitrification en tête de station	Peu adapté pour des faibles quantités
Eau oxygénée	Très efficace sur l'ensemble des composés soufrés	Coût très élevé	Réactif corrosif et dangereux
<u>Action combinée</u>			
Nitrate de zinc		Risque de déclassage des boues	
Nitrate ferrique		Peu de recul	Réactif corrosif, pH acide

Figure 9 : caractéristiques des principaux traitements chimiques

METHODES D'ANALYSE ET CAPTEURS

Différentes techniques existent pour doser les sulfures en solution. Elles reposent sur un dosage colorimétrique des sulfures précipités sous forme de sulfure de zinc ou sulfure de plomb, ou peuvent être réalisées à l'aide de capteurs spécifiques.

Dosage colorimétrique des sulfures

Deux protocoles sont détaillés en annexe :

- ♦ un dosage des sulfures en solution par la méthode colorimétrique au violet de Lauth. Cette méthode précise (limite de quantification de 0,02 mg.L⁻¹) nécessite des précautions particulières lors du prélèvement afin de limiter la volatilisation de l'hydrogène sulfuré.
- ♦ un dosage par la méthode Dräger, méthode simple à mettre en œuvre mais dépendante du pH de la solution (facteur correctif à appliquer).

Dosage colorimétrique de laboratoire.

La méthode est applicable directement aux échantillons d'eau dont la concentration en sulfures exprimée en hydrogène sulfuré est inférieure à 1 mg.L⁻¹. Les échantillons de concentration supérieure seront dilués. La limite de quantification est de 0,02 mg.L⁻¹

Cette méthode est applicable aux eaux limpides et légèrement troubles, peu ou pas colorées, moyennant une correction de turbidité ou de coloration (méthode détaillée en annexe).

Le prélèvement de l'hydrogène sulfuré (H₂S) est délicat car c'est une forme très volatile. Le prélèvement doit être effectué dans un flacon en polyéthylène ou en verre, en évitant toute entrée d'air (prélèvement par immersion du flacon). L'échantillon est bloqué par ajout de 1% d'acétate de zinc (8%) et 5% de tampon borate. Les sulfures sont précipités en sulfure de zinc: il est stable une semaine à 4°C.

Principe :

L'hydrogène sulfuré provenant des sulfures hydrolysés par un acide fort (acide chlorhydrique), réagit sur la paraphénylène diamine qui en présence de fer ferrique donne un complexe coloré (violet de Lauth) quantifiable par colorimétrie (longueur d'onde 595 nm).

A partir de la courbe d'étalonnage élaborée avec une solution mère de sulfure de sodium, on détermine la concentration en sulfures de l'échantillon.

Méthode Dräger.

A l'origine, cette méthode a été développée pour déterminer les concentrations de substances nocives, comme l'hydrogène sulfuré, dans l'air ambiant au niveau des postes de travail. Aujourd'hui, cette méthode a été adaptée à l'analyse de ces mêmes composés dans l'eau. Le procédé est constitué d'une étape d'extraction de la substance à doser, puis de mesure. Aucune précaution particulière de prélèvement n'est nécessaire, seul un contrôle du pH est important (pH compris entre 7,3 et 7,4).

La pompe aspire un volume connu à travers le tube Dräger, provoquant l'aération de la solution et le dégazage de la substance volatile à doser (H_2S). Cette dernière est alors mise en contact avec le réactif du tube contenant un sel de plomb (II), qui en présence de sulfure forme un sulfure de plomb. La longueur colorée du tube par le sulfure peut être reliée à la quantité de substance présente dans le flux d'air.

L'utilisation d'un second tube à charbon actif au niveau de l'air aspiré par la pompe permet d'éviter l'influence d'éventuelles substances présentes dans l'air.

L'évaluation de la concentration est fortement dépendante du pH ce qui nécessite d'appliquer un facteur correctif.

Avantages et inconvénients

Cette méthode d'analyse de terrain est peu précise en raison du poids du facteur de correction lié au pH. Elle est toutefois simple à mettre en œuvre et peut constituer une première approche pour estimer la production de sulfures d'un réseau.

Capteurs

Domaine d'utilisation

Pour les atmosphères d'air vicié, on distingue deux types de capteurs :

- ♦ ceux utilisés pour la protection personnelle,
- ♦ ceux utilisés pour des mesures en continu dans le cadre des campagnes de mesure H_2S de durée déterminée (quelques jours à quelques mois).

Dans le cas présent, ce sont ces derniers qui nous concernent.

Ces capteurs mesurent en continu la teneur en H_2S en réseau d'assainissement ou sur station d'épuration. Ils sont utilisables dans différentes gammes jusqu'à environ 200 ppm de H_2S et 90% d'humidité. Les données peuvent être récupérées sur ordinateur via un modem ou un câble de liaison.

Principe

La mesure d' H_2S est effectuée dans la phase gazeuse, par une cellule électrochimique et conservée avec un enregistreur intégré. Il n'existe pas à l'heure actuelle d'analyseur phase liquide.

Les publications collectives – Entrée STEP

Caractéristiques et limites d'utilisation

Les petits appareils sont légers et faciles à implanter en site fixe. Ils sont utilisables pour le suivi et l'asservissement d'un traitement et pour une étude de diagnostic. Les plages de mesures sont bien souvent de 0 à 100 voire 200 ppm d'H₂S. La limite de détection de l'appareil est un critère important à prendre en compte lors de l'acquisition.

Le coût de l'appareil seul est de l'ordre de 1000 € (année 2005) pour un appareil de mesure, alors qu'un appareil de détection vaut de l'ordre de 200 €. Les appareils des marques Oldham et Odalog (société Hydreka) semblent donner satisfaction.

En utilisation normale, il convient néanmoins de procéder à un étalonnage régulier et tous les six mois, en cas de défaut non corrigé, de remplacer la cellule électrochimique. Pour éviter ce type de limitation, il faut travailler sur air séché (ce qui représente une autre contrainte).

En atmosphère très humide, leur temps d'utilisation est limité à quelques jours.

Il est également important de vérifier la fiabilité des équipements périphériques : batterie, logiciel, mémoire, gaz étalon,...

SECURITE

Réglementation relative à la sécurité du personnel et aux odeurs

Sécurité du personnel

En France, le Ministère du Travail a fixé pour l'hydrogène sulfuré la valeur limite d'exposition (VLE^h) et la valeur moyenne d'exposition (VME^h) indicatives qui peuvent être admises dans l'air des locaux de travail. Ces valeurs correspondent respectivement à 10 ppm (14 mg.m⁻³) et 5 ppm (7 mg.m⁻³). En France, l'objectif à terme pour la VME est de 2 ppm. Les textes réglementaires relatifs à la sécurité du personnel sont les suivants:

- ◆ Décret n° 2003-1254 du 23 décembre 2003 relatif à la prévention du risque chimique et modifiant le code du travail.
- ◆ Arrêté du 19 mars 1993 fixant, en application de l'article R.237-8 du Code du travail, la liste des travaux dangereux pour lesquels il est établi par écrit un plan de prévention. Travaux exposant à des substances et préparations explosives, comburantes, extrêmement inflammables, facilement inflammables, très toxiques, toxiques, nocives, cancérogènes, mutagènes, toxiques vis-à-vis de la reproduction, au sens de l'article R.231-51 du Code du travail.
- ◆ Article R.231-54-15 du Code du travail. Fiche d'exposition.
- ◆ Décret 3/06/1994 relatif à la collecte et au traitement des eaux usées mentionnées aux articles L.372-1 et L.372-3 du Code des communes
- ◆ Arrêté du 22/12/1994 fixant les prescriptions techniques relatives aux ouvrages de collecte et de traitement des eaux usées (>2000 EH)

Odeurs

Les principaux textes relatifs aux odeurs sont les suivants:

- ◆ Loi N°61-842 du 2 août 1961 relative à la pollution atmosphérique et aux odeurs.
- ◆ Décret N° 77.1133 du 21 septembre 1977 et l'arrêté du 2 février 1998 relatifs notamment aux émissions de toute nature. (Pris pour application de la loi 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux Installations Classées Pour l'Environnement)

Les publications collectives – Entrée STEP

- ◆ Loi N°90-1130 du 19 décembre 1990 relative à la création de l'ADEME qui fixe les moyens techniques et financiers de la lutte contre la pollution de l'air donc contre les odeurs.

Risques pour le personnel

Les lieux à risques sont ceux dans lesquels l'atmosphère est confinée. Sur une station d'épuration on peut citer :

- ◆ La chambre d'alimentation des digesteurs,
- ◆ Les postes de relevage et les égouts,
- ◆ Les ateliers de traitements des boues,
- ◆ Les zones de stockage des boues,
- ◆ Les épaisseurs et autres ouvrages couverts,
- ◆ Les fosses de réception des matières de vidange et de curage

Les risques encourus vont de la simple nuisance olfactive à la détresse respiratoire pouvant entraîner la mort. Le tableau ci-dessous rappelle en fonction de la durée d'exposition tolérée et de la concentration en sulfures dans l'air, les risques sanitaires (source INRS).

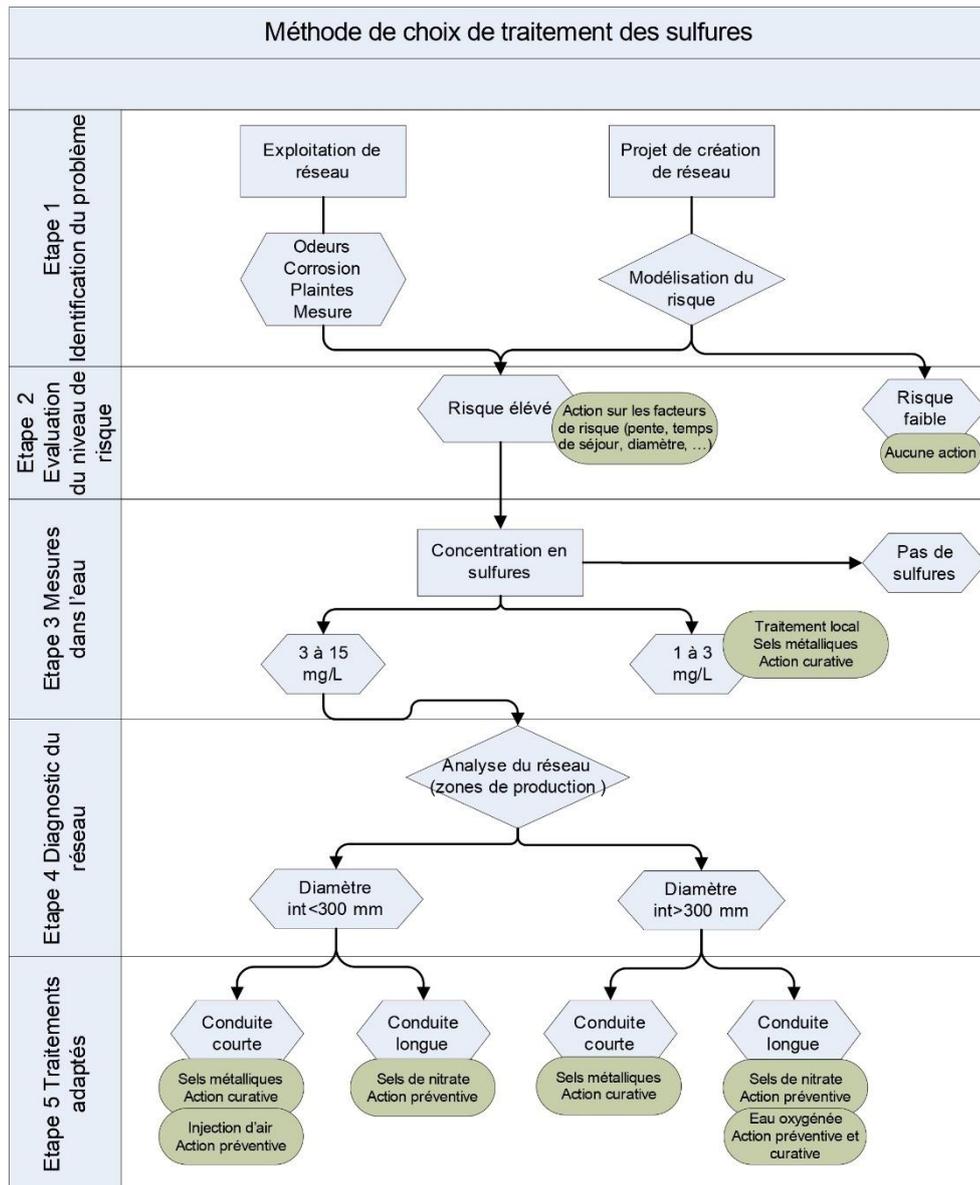
L'H₂S à forte concentration est un gaz toxique, voire mortelle, d'où le strict respect des règles de sécurité.

Concentration en H ₂ S ppm	Durée d'exposition				Commentaire
	¼ h	¼ h à 1 h	1 h à 4 h	4 h à 8 h	
10				Irritation oculaire	Concentration maximale pour une exposition prolongée
50-100	Perte de l'odorat	Irritation oculaire		Danger en cas d'exposition continue	Conditions de travail exigeant des mesures de protection
150-200	Perte de l'odorat	Irritation oculaire et respiratoire	Détresse respiratoire et asthénie		
300-400	Perte de l'odorat Irritation oculaire et respiratoire asthénie	Détresse respiratoire grave et asthénie	œdème pulmonaire et risque de mort		Risque de mort en l'absence de prise de mesures adaptées
500-1000	Perte de conscience, détresse pulmonaire	œdème pulmonaire et risque de mort			
>1000	Perte de conscience immédiate et détresse pulmonaire				

Figure 10 : Risques sanitaires pour l'homme en fonction de la durée d'exposition et de la concentration en sulfures

CONCLUSION

La fiche ci-dessous présente en conclusion, la démarche à suivre pour diagnostiquer et résoudre tout problème de sulfures sur réseau ou en entrée de station.



Les publications collectives – Entrée STEP

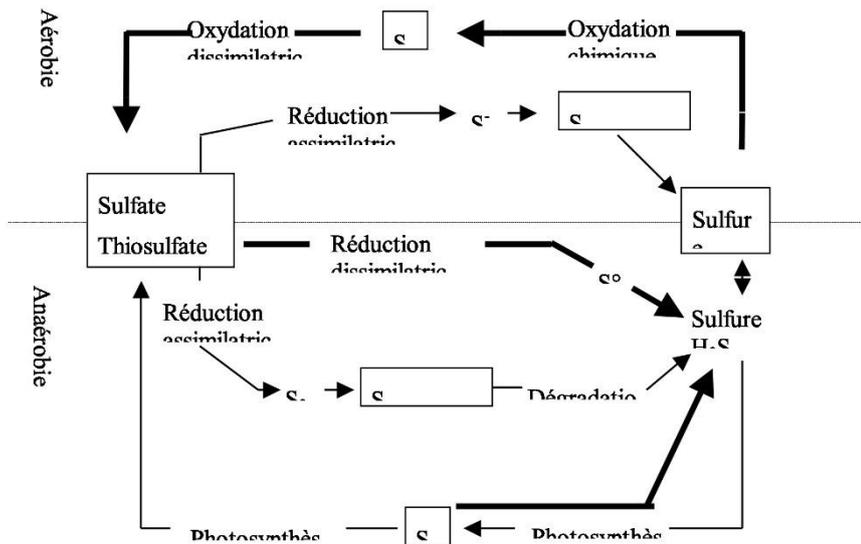
	Injection d'air	Sels de nitrate	Sels métalliques	Eau oxygénée
Conditions de stockage			Spécifiques problèmes localisation	– Spécifiques de
Durée d'action du réactif	Fonction de la longueur de réseau traitée	Asservissement du traitement – fonction de la concentration en sulfures		Action de courte durée Action sur les odeurs également (mercaptans)
Lieu du traitement	Conduite en refoulement	Avant la conduite en refoulement (action préventive)	En aval du refoulement	du Temps de contact minimum nécessaire (ie conduite assez longue)
Impact sur la station		Risque d'excès en nitrate – consommation d'une fraction de DCO assimilable	Formation de précipités et risque de coloration de l'effluent Augmentation du volume des boues – formation de fines difficilement décantables	de
Nbre de points à traiter	Plusieurs points de traitement	Plusieurs points de traitement	Plusieurs points de traitement	Point unique de traitement

Annexes

ANNEXE 1 : LE CYCLE DU SOUFRE EN SOLUTION AQUEUSE.....	27
ANNEXE 2 : RELATION ENTRE LA CONCENTRATION EN SULFURES DANS L'AIR ET CELLE DE L'EAU	28
ANNEXE 3 : MODELES DE PREDICTION DE LA FORMATION DES SULFURES EN RESEAU.....	29
ANNEXE 4 : ACTION DES PRINCIPALES TECHNIQUES DE TRAITEMENT DES SULFURES EN RESEAU.....	32
ANNEXE 5 : DOSAGES DES PRODUITS DE TRAITEMENT	33
ANNEXE 6 : METHODE DE DOSAGE PAR COLORIMETRIQUE DES SULFURES DANS LES EAUX	34
ANNEXE 7 : MESURE INSTANTANEE DES SULFURES PAR LA METHODE DRÄGER.....	39
ANNEXE 8 : FICHE SECURITE - MATERIEL NECESSAIRE ET PROCEDURE D'INTERVENTION	42

ANNEXE 1 : LE CYCLE DU SOUFRE EN SOLUTION AQUEUSE

Le cycle du soufre est représenté de manière simplifiée dans la figure ci-dessous.



En aérobie, de nombreuses bactéries utilisent le sulfate comme source de soufre pour leur synthèse organique. La dégradation de la matière organique libère en outre, des sulfures qui peuvent pour une part être réutilisés pour la synthèse cellulaire et pour une autre part, être oxydés et produire du soufre, des thiosulfates, du sulfite ou du sulfate. Cette oxydation peut être biologique et être assurée par des bactéries chimiolithotrophes, sulfo-oxydantes.

En anaérobie, les sulfates peuvent être utilisés pour la synthèse de soufre organique par les bactéries sulfato-réductrices. Les sulfures quant à eux peuvent être employés comme donneurs d'électrons dans les réactions de photosynthèse ou être intégrés au processus d'assimilation.

ANNEXE 2 : RELATION ENTRE LA CONCENTRATION EN SULFURES DANS L'AIR ET CELLE DE L'EAU

Application de la loi de Henry aux différentes formes du soufre

Connaissant la concentration en H_2S_{eau} , il est possible de prévoir la concentration en H_2S_{air} , par rapport à l'équilibre, en application de la loi de Henry :

$$y = H * x$$

avec :

y = concentration H_2S en phase gaz (fraction molaire)

x = concentration H_2S en phase liquide (fraction molaire)

$$H = \text{constante de Henry} : H = e\left(\frac{-2035,2}{T} + 13,094\right)$$

T = température en degré Kelvin ($0^\circ\text{C} = 273 \text{ }^\circ\text{K}$)

Le résultat nous donne la concentration théorique maximale à l'équilibre, c'est à dire en cas de dégazage total.

Or, dans la réalité, il semble que l'on n'ait jamais plus de 60 % de la valeur théorique. En effet, selon les auteurs, la concentration réelle d' H_2S mesurée dans l'air oscille entre 1 et 60 % de la concentration théorique, selon les conditions hydrauliques et le pH.

En combinant les deux facteurs influençant le dégazage, et connaissant la concentration initiale en sulfures dissous, nous pouvons établir des tableaux de façon à rapidement estimer les concentrations maximales prévisibles pour un site donné. Un exemple est donné ci après pour la température de 27°C et un pH de 7.

Eau mg/l Hydrogène sulfuré (HS^- , S^{2-} , H_2S)	Air $mg.m^{-3}$ H_2S théorie	Air $mg.m^{-3}$ H_2S max du 60% du théorique
0,50	5,1	3,1
1	10,2	6,1
2	20,4	12,2
5	50,9	30,6
7	71,4	42,8
8	81,5	48,9
10	101,9	61,1
15	152,9	91,3
20	203,8	122,3
50	509,6	305,8

Tableau 1 : estimation des concentrations en H_2S_{air} pour un pH de 7 et une température de 27°C

ANNEXE 3 : MODELES DE PREDICTION DE LA FORMATION DES SULFURES EN RESEAU.

Le tableau ci-dessous présente les principaux modèles utilisés, des applications ont été réalisées. On note une grande dispersion des résultats obtenus selon les modèles.

Modèle	Auteurs	Conditions d'obtention	Milieu considéré	Unité
Conduite de refoulement				
$\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx 0,5.10^{-3} \times Um \times DBO_5^{0,8} \times [SO_4^{2-}]^{0,4} \times 1.139^{(T-20)}$	Thistletwayte (1972)	Pompage continu 0.3<D<1.30 m 19<T°C<27 90<DBO ₅ <800 mgO ₂ /l 42<SO ₄ ²⁻ <660 mg/L	Biofilm	g.m ² .h ⁻¹
$\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx 0,5.10^{-3} \times Um \times DBO_5^{0,8} \times [SO_4^{2-}]^{0,4} \times 1.139^{(T-20)} \times r_h^{-1}$	Thistletwayte Modifié par Colin (1987)	Pompage discontinu	Biofilm, Effluent	mg.L ⁻¹ .h ⁻¹
$\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx M \times D \times L \times DBO_5$			Biofilm	
$\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx N \times \frac{D^2}{4} \times DBO_5$			Effluent	
$\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx 9 \times DBO_5 \times \left(\frac{1+0.01D}{D} \right)$	Pomeroy (1959)	Pompage discontinu 2.03<D<3.66 m 5.97<L<17.08 12<T<29 °C 3.7 min<Ts<6.8 h 109<DBO ₅ <274 mgO ₂ /L 0<dS ²⁻ <14.8 mg/L	Biofilm, Effluent	mg.L ⁻¹ .h ⁻¹
$\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx 1,5.10^{-3} \times DBO_5 \times 1.07^{(T-20)}$			Effluent	
$\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx 6.7.10^{-4} \times DCO \times 1.07^{(T-20)}$			Biofilm	

Les publications collectives – Entrée STEP

	Pomeroy (1977)	(1974, Pompage discontinu rapport $\frac{DCO}{DBO_5} \approx 2.23$		mg.L ⁻¹ .h ⁻¹
$\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx Ma \times DBO_5 \times 1.07^{(T-20)} \times r_h^{-1}$	Pomeroy (1977)	(1974, Pompage discontinu $0.87.10^{-3} < Ma < 1.3.10^{-3}$ Ma moyen = 1.10^{-3}		mg.L ⁻¹ .h ⁻¹
$\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx 1.10^{-3} \times DBO_5 \times 1.07^{(T-20)} \times r_h^{-1} \times [1 + 0.37D]$	Pomeroy modifié par Colin (1987)	Pompage discontinu	Biofilm, Effluent	mg.L ⁻¹ .h ⁻¹
$\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx Mb \times DCO \times 1.07^{(T-20)} \times r_h^{-1}$	Boon et Lister (1974)	Pompage discontinu Mb=0.228.10 ⁻³	Biofilm	mg.L ⁻¹ .h ⁻¹
$\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx 2,28.10^{-4} \times DCO \times 1.07^{(T-20)} \times r_h^{-1} \times [1 + 0.735D]$	Boon et Lister modifié par Colin (1987)	Pompage discontinu	Biofilm, Effluent	mg.L ⁻¹ .h ⁻¹
$dS^{2-} \approx 2,28.10^{-4} \times DCO \times 1.07^{(T-20)} \times r_h^{-1} \times LnTs$ $dS^{2-} \approx 2,28.10^{-4} \times DCO \times 1.07^{(T-20)} \times r_h^{-1} \times LnTs^{1/2}$	Boon et Lister modifié par Bertin (1988)	Pompage discontinu	Biofilm	mg.L ⁻¹ .h ⁻¹
$\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx Kd \times DCO \times \left(\frac{1+0.04D}{D}\right) \times 1.07^{(T-20)}$	Cité par Devriendt (1977)	Pompage discontinu Avec Kd : 0.000575 si Ts = 0-10 min 0.000115 si Ts=10-60 min 0.000152 si Ts=60-300min	Biofilm, Effluent	mg.L ⁻¹ .h ⁻¹
$\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx 0,137 \times [DBO_5 \times 1,07^{(T-20)}]^{0.496}$	Davy (1950)	Pompage discontinu	Effluent	mg.L ⁻¹ .h ⁻¹

Les publications collectives – Entrée STEP

$\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx 4,1744 \cdot 10^{-8} \times 1,0882^{(T-20)} \times DCO^{1,5062} \times \mu \times D \times L \times \sqrt{\frac{D}{U_i}}$				
	Olivier Le Goallec (1994)	Pompage discontinu DCO < 1000 mgO ₂ /L Ts < 15 heures	Effluent	mg.L ⁻¹ .h ⁻¹
Conduite gravitaire				
1) $\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx M' \times DBO_5 \times 1,07^{(T-20)} \times r_{h^{-1}}$	Parkhust et Pomeroy (1977)		Biofilm, Effluent	mg.L ⁻¹ .h ⁻¹
2) $\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx N \times [\rho U]^{3/8} \times S^{2-} \times dm^{-1}$	Parkhust et Pomeroy (1977)	Absorption d'oxygène		mg.L ⁻¹ .h ⁻¹
3) $\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx M' \times DBO_5 \times 1,07^{(T-20)} \times r_{h^{-1}} - N \times [\rho U]^{3/8} \times S^{2-} \times dm^{-1}$	Parkhust et Pomeroy (1977)	D < 1 m M' = 0,32.10 ⁻³ N=0.64 : valeur max M'=0,32.10 ⁻³ N=0.96 : valeur min ou valeur moy Si D > 1 m → M'=0,50.10 ⁻³	Biofilm, Effluent	mg.L ⁻¹ .h ⁻¹
4) $\frac{dS^{2-}}{dT_s} \approx M' \times DCO \times 1,07^{(T-20)} \times r_{h^{-1}} - N \times [\rho U]^{3/8} \times S^{2-} \times dm^{-1}$	Parkhust et Pomeroy (1977) Modification de la formule 2	D < 1 m M' = 7,3.10 ⁻⁵ N=0.64 : valeur max M'=7,3.10 ⁻⁵ N=0.96 : valeur min ou valeur moy	Biofilm, Effluent	mg.L ⁻¹ .h ⁻¹

Annexe 4 : action des principales techniques de traitement des sulfures en réseau

	Type d'action (Préventif - Curatif)	Mode d'action
Action sur l'hydraulique		
Diminuer le diamètre de la canalisation en refoulement	P	Diminuer temps de séjour, augmenter vitesse instantanée
Diminuer sa longueur	P	Diminuer le temps de séjour
Poser une seconde conduite (ou retuber)	P	Diminuer temps de séjour, augmenter vitesse instantanée
adapter le débit des pompes	P	Augmenter la vitesse instantanée
Accompagner l'effluent à l'exutoire	P	Eviter le dégazage
Action de maintenance		
Curage des conduites	P	Elimination du biofilm, des dépôts
Entretien du poste (Cl ₂ , NaOCl)	P	Elimination des dépôts et chapeaux
Aération du réseau		Dilution H ₂ S gazeux et limiter la formation des sulfates
Traitement de l'air des exutoires (Charbon actif, lavage chimique)	C	Evite les odeurs, ne traite pas les sulfures
Maintien de l'aérobiose ou l'anoxie		
Injection d'air compressé/surpressé (O ₂)	P	Augmentation redox, maintien en aérobiose
Injection d'oxygène pur (O ₂)	P et C	Augmentation du redox, maintien en aérobiose, oxydation des sulfures
Peroxyde d'hydrogène (H ₂ O ₂)	P et C	Augmentation du redox, oxydation des sulfures, maintien en aérobiose
Sels de nitrates (NO ₃)	P et C (surtout P)	Maintien en anoxie
Précipitation des sulfures		
Sulfate ferreux (FeSO ₄)	C	Précipitation sous forme de FeS
Chlorure ferrique (FeCl ₃)	C	Précipitation sous forme de FeS
Chlorosulfate ferrique (FeCl(SO ₄))	C	Précipitation sous forme de FeS
Autres solutions non évaluées		
Soude		
Chaux		
Peroxyde/acide peracétique		
Permanganate de potassium		
Chlore et dérivés		
Ozone		
Produits bactéricides		
Bactéries spécifiques	Non	

ANNEXE 5 : DOSAGES DES PRODUITS DE TRAITEMENT

Dénomination	Caractéristiques physiques et chimiques	Dose théorique et calculée sur H ₂ S	Dose pratique (en matière active)	Mise en oeuvre
Clairtan (chlorosulfate ferrique)	FeClSO ₄ = aq - liquide d=1,5	7,2 g par g S ²⁻	11 g par g S ²⁻	Pompe doseuse
Chlorure ferrique	FeCl ₃ , 6H ₂ O - liquide - d=1,46 - 41%	6,8 g par g S ²⁻	10 g par g S ²⁻	Pompe doseuse
Sulfate ferreux	FeSO ₄ , 7H ₂ O - Poudre en vrac	8,7 g par g S ²⁻	10 g par g S ²⁻	Bac préparation + pompe doseuse ou filtre percolateur
Eau de Javel	d=1,1 35% NaOCl à 48° Chlorométrique	2,85 g par g S ²⁻	~ 5,7 g par g S ²⁻	Pompe doseuse
Chlore		8,8 g Cl ₂ par g S ²⁻	5 à 15 g Cl ₂ par g S ²⁻	Pompe doseuse
Permanganate de potassium	KMnO ₄ - Poudre	13,2 g par g S ²⁻	13,5 g par g S ²⁻	Bac préparation + pompe doseuse
Oxygène liquide	O ₂ liquide sous pression	2 g par g S ²⁻	15 g O ₂ par m ³ .h de temps de séjour (45 g.m ⁻³)	Détendeur + diffuseur
Peroxyde d'hydrogène	H ₂ O ₂ liquide - 35% d=1,1	2,85 g par g S ²⁻	8,5 g par g S ²⁻	Pompe doseuse
Aération	Air comprimé	2 g O ₂ par g S ²⁻	180 à 200 L.m ⁻³	Compresseur + diffuseur
Sels de nitrate				Bac préparation + pompe doseuse
Nitrate de sodium	NaNO ₃ poudre -		10 g par g S ²⁻ -	
Nitrate de calcium	Ca(NO ₃) ₂ liquide		12 à 20 g par g S ²⁻	Injection dans bache de refoulement
Nitrate ferrique	Fe(NO ₃) ₃ liquide		5 à 10 g par g S ²⁻	

Bases de calcul pour oxygène liquide et l'aération : conditions de temps de séjour du réseau de 3 heures en moyenne (12 heures au maximum)

**ANNEXE 6 : METHODE DE DOSAGE PAR COLORIMETRIQUE DES SULFURES
DANS LES EAUX**

Dosage des sulfures dans les eaux par spectrométrie d'absorption moléculaire après hydrolyse en milieu acide.

DOMAINE D'APPLICATION

La méthode est applicable directement aux échantillons d'eau dont la concentration en sulfures exprimés en hydrogène sulfuré est inférieure à 1 mg/l. Les échantillons de concentration plus élevée devront être dilués. La limite de quantification est de 0,02 mg/l.

REFERENCES

Département Fédéral Helvétique de l'Intérieur. Suisse (1983). Directives concernant l'analyse des eaux usées et des eaux de surface (indications générales et méthodes d'analyses) :

1^{ère} partie : eaux usées - 52 p.

PRINCIPE

L'hydrogène sulfuré provenant des sulfures hydrolysés par un acide fort, réagit sur de la paraphénylène diamine qui en présence de fer ferrique donne un complexe coloré (violet de Lauth) quantifiable par colorimétrie.

REACTIFS

Produits utilisés

Eau ultra-pure ou eau déminéralisée.

Sulfure de sodium nonahydraté.

Acide borique, pur pour analyse.

Hydroxyde de soude à 35%.

Acétate de zinc dihydraté, pur pour analyse.

Iodate de potassium, pur pour analyse.

Iodure de potassium, pur pour analyse.

Acide acétique glacial.

Soude en pastilles.

Thiosulfate de sodium pentahydraté, pur pour analyse.

Acide chlorhydrique 37%,

1,4-phénylène diamine, pure pour analyse.

Chlorure ferrique hexahydraté, pur pour analyse.

Thiodène, pur pour analyse.

Solutions préparées

Solution étalon mère de sulfure de sodium à environ 500 mg/l en H₂S

Dissoudre dans environ 70 mL d'eau ultra-pure environ 375 mg de sulfure de sodium. Transvaser la solution obtenue dans une fiole de 100 mL Introduire alors 1 mL d'acétate de zinc à 8% et 5 mL de

Les publications collectives – Entrée STEP

tampon borate pH 10,5. Ajuster à 100 mL et mélanger. Cette solution mère est à préparer au moment de l'étalonnage.

Solution étalon intermédiaire de sulfure de sodium à environ 10 mg.L^{-1} en H_2S

Dans une fiole jaugée de 500 mL introduire environ 400 mL d'eau ultra-pure, 25 mL de tampon borate pH 10,5 et 5 mL d'acétate de zinc à 8%. Mélanger et introduire avec précision 10,0 mL de la solution mère de sulfure de sodium préalablement homogénéisée. Ajuster à 500 mL et mélanger. Cette solution à environ 10 mg.L^{-1} H_2S , est à préparer au moment de l'étalonnage.

Solution étalon intermédiaire de sulfure de sodium à environ 1 mg.L^{-1} en H_2S

Dans une fiole jaugée de 200 mL introduire environ 100 mL d'eau ultra-pure, 10 mL de tampon borate pH 10,5 et 2 mL d'acétate de zinc à 8%. Mélanger et introduire avec précision 20,0 mL de la solution de sulfure de sodium précédente préalablement bien homogénéisée. Ajuster à 200 mL et mélanger. Cette solution à environ 1 mg.L^{-1} H_2S est à préparer au moment de l'étalonnage.

Solution d'acétate de zinc à 8%

Dans environ 70 mL d'eau ultra-pure contenant 1 goutte d'acide acétique glacial, dissoudre 8 g d'acétate de zinc di hydraté. Transvaser dans une fiole jaugée de 100 mL et ajuster au volume de la fiole. Conserver en flacon brun cette solution est valable un an.

Tampon borate pH $10,5 \pm 0,2$

Dans un bécher de 250 mL introduire 10,6 g d'acide borique et environ 200 mL d'eau ultra-pure. Sous agitation ajouter 10 mL de soude à 35%. Quand l'acide borique est dissous transvaser dans une fiole jaugée de 250 mL, ajuster et mélanger. Conservée en flacon de polyéthylène cette solution est stable un an.

Solution de thiosulfate de sodium N/10

Dissoudre dans environ 300 mL d'eau ultra-pure fraîchement bouillie 12,41 g de thiosulfate de sodium pentahydraté et 0,4 g de soude. Ajuster à 500 mL et mélanger. Conservée en flacon de verre brun, cette solution est stable un an.

Solution étalon d'iodate de potassium N/20

Dissoudre dans environ 300 mL d'eau ultra-pure 891,7 mg d'iodate de potassium préalablement séché à $105^\circ\text{C} \pm 5$ durant une heure et refroidi au dessiccateur. Dans une fiole jaugée ajuster à 500 mL et mélanger. Conservée en flacon de verre brun cette solution est stable un an.

Solution de chlorure ferrique à 1% dans l'acide chlorhydrique 0,06 M

Dans une fiole jaugée de 500 mL introduire environ 400 mL d'eau ultra-pure, 8,3 g de chlorure ferrique et 2,5 mL d'acide chlorhydrique à 37%. Ajuster au volume de la fiole. Conserver en flacon de verre, cette solution est stable un an.

Solution de paraphénylène diamine à 1%

Dans une fiole jaugée de 20 mL introduire 200 mg de paraphénylène diamine et compléter au volume de la fiole avec de l'eau ultra-pure. Par agitation magnétique dissoudre ce produit. Ce réactif est à préparer au moment du dosage.

APPAREILLAGE

Verrerie courante de laboratoire.

Balance de précision.

Spectrophotomètre UV-Visible équipé de cuves en verre à trajet optique de 10 mm.

En cas de panne, un colorimètre peut être utilisé.

ECHANTILLONS

Après prélèvement et décantation de 5 minutes, les échantillons sont conservés de la façon qui suit :

dans un flacon en verre de volume de 100 ml et possédant un bouchon rodé, introduire en volume 1% d'acétate de zinc à 8%, 5 % de tampon borate et délicatement le surnageant de l'échantillon préalablement décanté ;

- fermer le flacon rempli au moyen de son bouchon rodé de manière à ne pas laisser de bulle d'air et agiter pour homogénéiser. L'échantillon ainsi traité est stable durant une semaine au réfrigérateur.

MODE OPERATOIRE

Mise en service de l'appareil

Se référer au mode d'utilisation de l'appareil référencé.

Courbe d'étalonnage

La courbe d'étalonnage, valable pour des cuves de trajet optique de 10 mm est archivée dans le classeur spécifique aux résultats du spectrophotomètre UV-Visible, à la section dosage des sulfures.

Contrôle de la solution de thiosulfate environ N/10

Dans un Erlenmeyer introduire :

environ 25 mL d'eau ultra-pure,

environ 1 g d'iodure de potassium et dissoudre,

20 mL d'iodate de potassium N/20 et mélanger,

2 mL d'acide acétique glacial et mélanger.

La solution de thiosulfate de sodium à contrôler et contenue dans une burette de précision est alors dosée de la façon suivante par l'iode formé dans l'Erlenmeyer :

Au moyen d'une burette à $\pm 0,05$ mL près, verser le thiosulfate à contrôler dans l'iode sous agitation jusqu'à décoloration au jaune pâle. Introduire alors environ 50 mg de thiodène et continuer à ajouter goutte à goutte le thiosulfate jusqu'à décoloration. Soit V_1 le volume en ml de thiosulfate versé et V_2 (20 mL) la prise d'essai en ml d'iodate de potassium N/20 (N_2).

Le titre en normalité du thiosulfate est égal à :

$$N_1 = \frac{N_2 \times V_2}{V_1} = \frac{0,05 \times 20}{V_1}$$

Ce contrôle est à effectuer une fois par mois si essais.

Dosage de la solution mère de sulfure de sodium

Dans un Erlenmeyer introduire :

environ 25 mL d'eau ultra-pure,

environ 1 g d'iodure de potassium et dissoudre,

20 mL d'iodate de potassium N/20 et mélanger,

2 mL d'acide acétique glacial et mélanger.

Les publications collectives – Entrée STEP

Sous agitation introduire avec précision 20,0 mL de la solution de sulfure à contrôler, bien homogénéisée dans l'iode formé.

Doser l'iode restant à $\pm 0,05$ mL par le thiosulfate préalablement contrôlé sous agitation jusqu'à décoloration au jaune pâle. Introduire alors environ 50 mg de thiodène et continuer à ajouter goutte à goutte le thiosulfate jusqu'à décoloration.

Soit V'_1 en mL le volume versé de la solution de thiosulfate de titre N_1 et V'_2 (20 mL) la prise d'essai en mL d'iodate de potassium de titre N_2 ($N/20$).

La concentration en mg par litre exprimée en H_2S de la solution mère sera égale à :

$$C = 17000 \times \frac{(N_2 \times V'_2) - (N_1 \times V'_1)}{20}$$

$$C = 17000 \times \frac{(0,05 \times 20) - (N_1 \times V'_1)}{20}$$

Etablissement de la courbe d'étalonnage.

Introduire dans une série de fioles jaugées de 25 mL dans l'ordre le tampon borate, l'acétate de zinc et avec précision les quantités croissantes de la solution de sulfure à environ 1 mg.L^{-1} en H_2S bien homogénéisée et dosée précédemment.

Les volumes à introduire de ces trois constituants sont indiqués dans le tableau suivant :

$H_2S \text{ mg.L}^{-1}$	V Tampon borate (mL)	V Acétate de Zinc (mL)	V Sulfure à 1 mg.L^{-1} (mL)
0	1,25	0,25	0
0,04	1,20	0,24	1,0
0,08	1,15	0,23	2,0
0,20	1,0	0,20	5,0
0,40	0,75	0,15	10,0
0,80	0,25	0,05	20,0
1,00	0	0	25,0

Compléter à 25 mL au moyen d'eau ultra-pure et mélanger. Les concentrations réelles seront calculées en fonction du titre de la solution mère.

Introduire au moyen d'une pipette automatique :

0,6 mL d'acide chlorhydrique,

0,3 mL de paraphénylène diamine, mélanger et attendre une minute,

0,3 mL de chlorure ferrique à 1%.

Bien mélanger et laisser reposer 20 minutes. Agiter de temps en temps. Lire à la longueur d'onde de 595 nm par rapport à de l'eau ultra-pure dans une cuve de 10 mm de trajet optique.

Dosage

Introduire dans une fiole de 25 mL comme précisé dans le tableau précédent:

Les publications collectives – Entrée STEP

la prise d'essai de l'échantillon à analyser bien homogénéisé de façon à ce que la concentration de H₂S soit comprise dans la courbe d'étalonnage ;

les volumes complémentaires d'acétate de zinc et de tampon borate

Compléter au volume de chaque fiole au moyen d'eau ultra-pure, mélanger et introduire au moyen d'une pipette automatique :

0,6 mL d'acide chlorhydrique,

0,3 mL de paraphénylène diamine, mélanger et attendre une minute,

0,3 mL de chlorure ferrique à 1%.

Bien mélanger et laisser reposer 20 minutes. Agiter de temps en temps.

Lire à la longueur d'onde de 595 nm.

Correction de la couleur et de la turbidité

Si la coloration ou la turbidité de la prise d'essai est telle qu'elle est susceptible d'interférer lors de la mesure de la densité optique, traiter une seconde prise d'essai comme en en remplaçant la paraphénylène diamine par 0,3 mL d'eau ultra- pure.

EXPRESSION ET ENREGISTREMENTS DES RESULTATS

Calcul

La densité optique corrigée DO essai de l'échantillon à analyser est donnée par la formule :

DO essai = DO échantillon - DO blanc

Ou, si l'on procède à une correction de couleur et de turbidité:

DO essai = DO échantillon - DO blanc - DO témoin

Avec : DO *échantillon* : Densité optique de la solution colorée lue au spectrophotomètre

DO *blanc* : Densité optique du terme zéro de la gamme étalon.

DO *témoin* : Densité optique de l'échantillon préparé pour la correction de couleur et de turbidité.

La concentration en sulfures, exprimée en mg de H₂S par litre d'échantillon, est déduite de la courbe d'étalonnage, à partir de DO *essai*.

ANNEXE 7 : MESURE INSTANTANEE DES SULFURES PAR LA METHODE DRÄGER

Avant chaque série de mesures :

Contrôler l'étanchéité de la pompe :

Comprimer la pompe avec un tube fermé

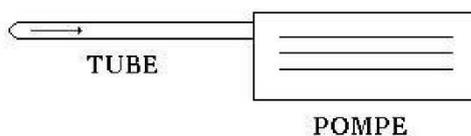
Après relâchement, la position du soufflet doit rester inchangée pendant une minute.

Evaluer la capacité d'aspiration de la pompe :

Après compression de la pompe, le soufflet doit s'ouvrir d'un seul coup.

Après chaque mesure, purger la pompe en pompant plusieurs fois de l'air « propre », sans utiliser de tube.

Recyclage : garder les tubes usagés, Dräger se charge de les retraiter.



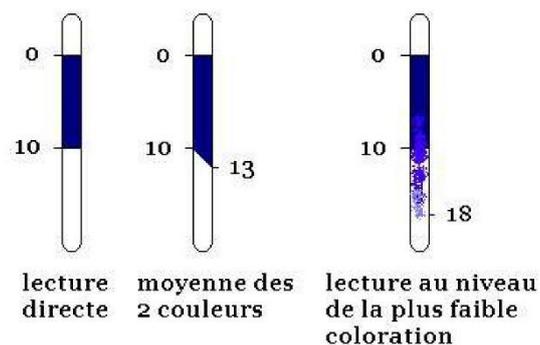
MESURES DANS L'AIR

Casser les extrémités du tube,

Bien positionner le tube dans le sens de la flèche,

Le nombre de coup de pompe est indiqué sur chaque tube : $n = 10$ par exemple,

Lecture directe sur le tube :



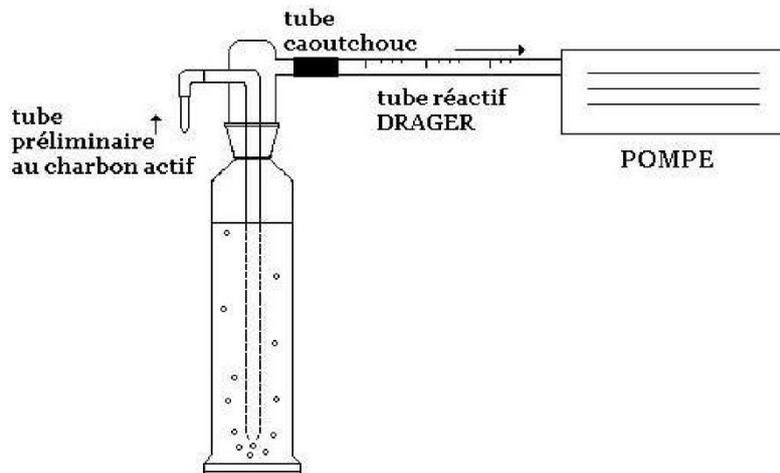
Mesures dans l'eau des sulfures

200 mL d'échantillon

Les publications collectives – Entrée STEP

noter la température

pH < 2 en ajoutant HCl à 37% (environ 20 gouttes)



Nous utilisons 3 gammes de tube qui peuvent être utilisés aussi bien dans l'air que dans l'eau :

0,2 à 0,5 ppm

5 à 60 ppm

1 à 200 ppm

Les résultats ne sont pas directs, ils sont issus d'un calcul dépendant du pH, de la température, et du récipient utilisé (voir « rapport de mesure »)

En effet, le constructeur préconise de fixer le pH entre 7,3 et 7,4 dans ce cas le facteur correctif est égal à 1, ce qui simplifie les calculs. Cependant, la variation du facteur correctif lié au pH (relation exponentielle) se fait pour des pH allant de 7 à 8. Une erreur sur la valeur du pH de 0,2 unité modifie le résultat d'un coefficient 2.

De plus, pour dégazer le maximum d'hydrogène sulfuré, le pH doit être plutôt inférieur à 6.

L'idée serait de travailler à pH acide, par exemple pH 3, puisque la totalité des sulfures dissous sont sous la forme d'hydrogène sulfuré et que les variations du facteur correctif en fonction du pH sont plus négligeables. Cependant, à pH 3, l'hydrogène sulfuré est très volatil, et toute manipulation de l'échantillon doit être faite avec précaution.

Le pH recherché est obtenu par ajouts d'acide chlorhydrique ou de soude. Par conséquent, il paraît important de procéder à un test préliminaire pour connaître les proportions d'acide ou de soude à ajouter pour éviter son stripping et/ou sa dilution.

Les publications collectives – Entrée STEP

RAPPORT DE MESURE

Substance toxique		Date
Tube Dräger utilisé		
Lieu de prélèvement		
Nombre de coup de pompe	Température de l'eau	
Constante théorique B	Constante théorique C	
Constante de calibrage A	Facteur K(dépend du pH)	
RESULTATS DE MESURE (indication en ppm)		
[]	[]	[]
(1)	(2)	(3)
[]	[]	[]
(4)	(5)	
X =	[]	
(moyenne arithmétique)		(6)
Evaluation : Respecter impérativement les prescriptions de mesure propres au système DLE ainsi que le mode d'emploi se trouvant dans la boîte de tubes réactifs		
$\mu\text{g/l}$	=	[] X [] X ([] x [] + [])
Y	A	B K X C
Observations :		
T°C	B	
3 – 7	72	
8 - 13	63	
14 – 30	57	

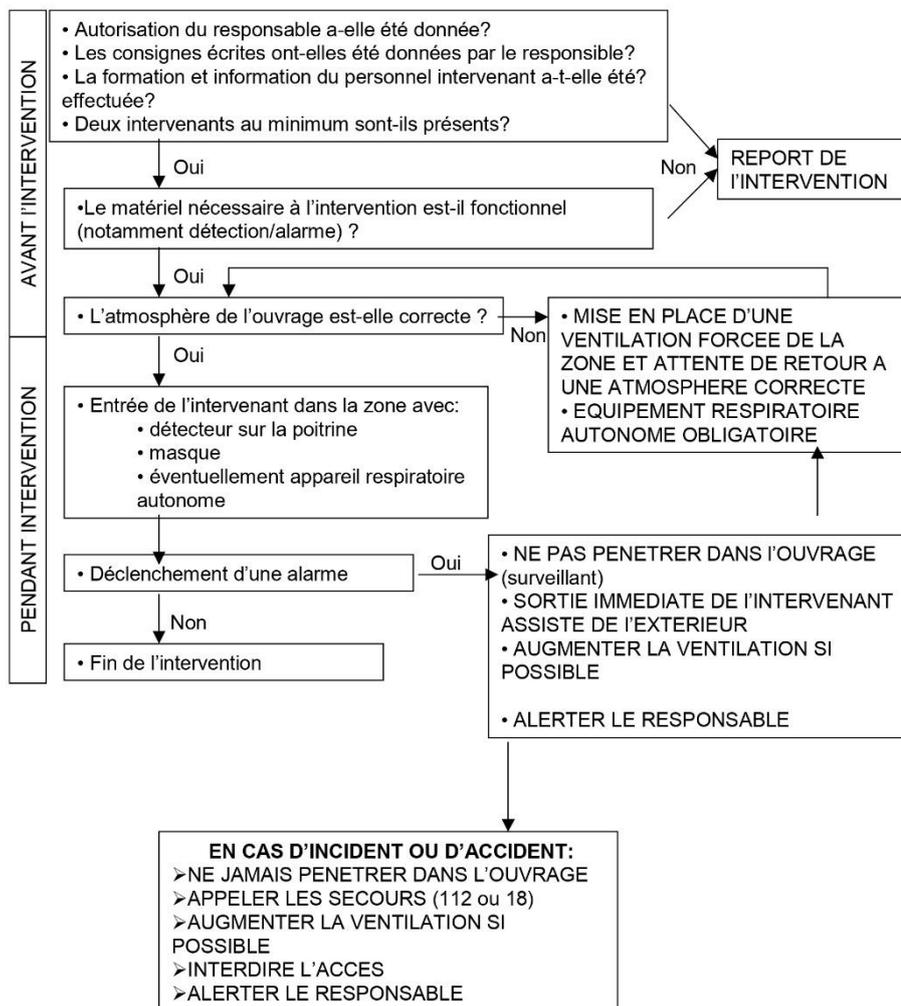
ANNEXE 8 : FICHE SECURITE - MATERIEL NECESSAIRE ET PROCEDURE D'INTERVENTION

Les tableaux ci-dessous présentent le matériel obligatoire pour mener une intervention dans un espace confiné. Il est important de vérifier régulièrement ce matériel.

Procédure d'intervention dans un lieu à risque

Deux personnes minimum formées à l'intervention en espace confiné doivent être mobilisées: un intervenant et un surveillant. Le surveillant reste à l'extérieur de la zone confinée et en contact permanent (visuel, audio, radio, physique) avec l'intervenant.

A titre d'exemple, les diagrammes ci-dessous présentent les points importants à respecter lors toute intervention.



Les publications collectives – Entrée STEP

Matériel obligatoire a priori pour toute intervention en espace confiné			
Type d'équipement		Remarques	Vérification
Détecteur de gaz		Homologation CE + Homologation européenne des performances ATEX / possibilité 4 gaz (O ₂ , CO, H ₂ S, CH ₄) Remarques : Le matériel tri-fonction (O ₂ , H ₂ S, CH ₄) reste utilisable jusqu'à son renouvellement	Semestrielle / A chaque utilisation
Longe de sécurité		Drisse	Annuelle / A chaque utilisation
Harnais de sécurité		Homologation CE / EN 361 / point	Annuelle / A chaque utilisation
Auto-sauveteur		Homologation CE / NF EN 401	Annuelle / A chaque utilisation
Lampe frontale ou portable		Homologation CE + Homologation européenne des performances ATEX Adaptée au casque s'il s'agit d'une lampe frontale	A chaque utilisation
Ventilation mécanique mobile		Homologation CE / Possibilité de Ventilation d'aspiration / Homologation CE + Homologation européenne des performances ATEX	A chaque utilisation

Matériel habituellement à la disposition des opérateurs			
Type d'équipement		Caractéristiques	Vérification
Casque		Homologation CE / EN 397 (absorption des chocs, forme poids masse, hauteur et angle de choc, force maxi, résistance à la pénétration)	A chaque utilisation
Lunettes de protection ou écran facial		Homologation CE / NF EN 166	
Chaussures de sécurité / Bottes de sécurité		Homologation CE / EN 345-1 ; SB, WRU ; P ; ENV 13287...	A chaque utilisation
Gants		Homologation CE / NF EN 374-1	A chaque utilisation
Trousse de secours			A chaque utilisation
Sac à matériel		Contenant pour matériel / Imperméable	

Les publications collectives – Entrée STEP

Matériel associé obligatoirement à certaines conditions d'intervention				
Conditions d'intervention	Type d'équipement	Caractéristiques	Vérification	
Travaux en hauteur	Tripode + dispositif antichute (stop-chute à drisse ou à enrouleur) + dispositif de récupération (treuil à personnel)		Homologation CE / EN 795 / EN 360 / EN 696 et EN 353-2 pour antichute mobile	Annuelle / A chaque utilisation
Accès non réglementé ou situé sur le domaine public	Panneaux de signalisation / Barrière de chantier		Panneau "interdit aux personnes non autorisées" / "Flammes nues interdites" /	A chaque utilisation
L'intervenant ne peut pas être vu directement le surveillant d'intervention	Talkie-Walkie		Homologation CE + Homologation européenne des performances ATEX	A chaque utilisation
Aucun appareil téléphonique fixe n'est à portée du surveillant d'intervention	Téléphone (portable) / A disposition hors zone de travail		Homologation CE	
L'accès à la zone confinée est situé sur le domaine public	Gilet fluorescent		Homologation CE / NF EN 471 Classe 2	
Lorsque des projections de substances agressives (ou le contact avec) sont envisageables	Combinaison étanche aux produits chimiques		Homologation CE / EN 340 ; EN 466 et prEN1511, EN 465 et prEN1512 ; Type 3 et 4 classe	A chaque utilisation
Intervention collecteurs, risque de noyade	Gilet de sauvetage			
Uniquement lorsqu'il n'est pas possible de garantir l'assainissement de la zone d'intervention (notamment : le réseau). L'opération est alors à traiter de manière spécifique	Appareil Respiratoire Autonome		Homologation CE / EN 136 / EN 137 / NF EN 402...	Annuelle / A chaque utilisation

Sécurité - procédure d'intervention en cas d'alarme, d'incident ou d'accident

CONSIGNE EN CAS D'ALARME, D'INCIDENT OU D'ACCIDENT

ALARME Avant intervention	<p>NE JAMAIS PENETRER dans l'ouvrage REFERMER l'accès à l'ouvrage ALERTER votre supérieur hiérarchique ATTENDRE les nouvelles instructions</p>	
ALARME Pendant l'intervention	<p><u>Surveillant</u></p>	<p>NE JAMAIS PENETRER dans l'ouvrage ALERTER immédiatement le responsable d'intervention ou votre supérieur hiérarchique AUGMENTER LA VENTILATION si possible AIDER L'INTERVENANT à évacuer.</p>
	<p><u>Intervenant</u></p>	<p>UTILISER L'AUTO-SAUVETEUR EVACUER l'ouvrage REFERMER l'accès à l'ouvrage</p>
INCIDENT ou ACCIDENT	<p>NE JAMAIS PENETRER dans l'ouvrage</p> <p>ALERTER LES SECOURS</p> <p>Téléphoner 112 (avec un portable) sinon 18 et dites :</p> <p>A En face de.....</p> <p> Préciser la nature de l'accident Signaler le nombre de blessés et leur état Fixer un point de rendez-vous</p> <p>NE JAMAIS RACCROCHER LE PREMIER</p> <p>AUGMENTER LA VENTILATION si possible </p> <p>INTERDIRE L'ACCES </p> <p>AIDER L'INTERVENANT à évacuer s'il est conscient. OU TRACTER L'INTERVENANT hors de la zone de danger à l'aide du dispositif mis en place SAUF SI l'on a acquis la CERTITUDE que ce GESTE est MORTEL (longe bouclée autour du cou par exemple)</p> <p>ALERTER votre supérieur hiérarchique</p>	

Dans tous les cas, le responsable de l'intervention doit spécifier ces faits dans le compte-rendu d'intervention espace confiné (GPS 5.3 M5)



Traitement Biologique

- Les toxiques et le traitement biologique : constat, conséquences et redémarrage de la station. **2015, 6p.**
- La dénitrification biologique : la problématique carbone. **2014, 41p.**
- Estimation des talons non traitables biologiquement. **2012, 3p.**
- Retour d'expérience d'un essai de bioaugmentation fongique en station d'épuration (poster associé). **2010, 6p.**
- Augmentation de la quantité de biomasse autotrophe par ajout d'alcali.
Annexe : Calcul dose alcali et bicarbonates. **2019, 13p.**



Les toxiques et le traitement biologique : constat, conséquences et redémarrage de la station. 2015, 6p.



Les toxiques et le traitement biologique

Constat, conséquences et redémarrage de la station

Dans les stations à dominante urbaine, la majorité des incidents liés aux toxiques sont passagers, et le fait d'un déversement ponctuel. Les toxicités chroniques sont, elles, beaucoup plus rares et majoritairement recensées dans des stations traitant des effluents industriels.

I. Cas du déversement ponctuel d'un toxique

Le passage d'un toxique dans une station d'épuration à boues activées peut se traduire par un ou plusieurs des constats suivants :

- une défloculation de la boue activée
- l'altération de l'indice de boues
- la dérive de certains paramètres physico-chimiques mesurés en sortie de station

- **Défloculation de la boue**

La défloculation est une des conséquences de la présence d'un toxique dans une boue activée et peut se constater par la remontée de « fines » au niveau du clarificateur, par une mesure de la hauteur du voile de boues au disque de Secchi anormale (moins de 50 cm par exemple), par la mesure d'une forte turbidité et d'une concentration élevée en MES dans l'eau clarifiée.

- **Paramètres physico-chimiques**

Peuvent témoigner du passage présumé d'un toxique :

- une variation de pH,
- le constat d'un pic de conductivité,
- une variation brutale de la concentration en oxygène dissous (un pic de concentration en oxygène dissous suite au passage du toxique est dû au décès ou à l'inhibition de la biomasse, qui de ce fait ne consomme plus d'oxygène).

- **Dégradation de l'indice de boues**

Lors du test de décantation en éprouvette, le surnageant observé est turbide (défloculation ou croissance bactérienne dispersée), et des flottants sont éventuellement présents en surface (boues mortes).

Si l'observation microscopique est réalisée régulièrement, on doit pouvoir constater selon le type de toxique en cause et la concentration : un changement dans les populations avec une baisse voire la disparition des protozoaires, éventuellement l'éclatement des floccs et une eau interstitielle turbide chargée en bactéries libres.

- **Analyse de quelques paramètres significatifs en sortie de station**

Les bactéries autotrophes, responsables de la nitrification (transformation du N-NH_4^+ en N-NO_3^-) sont plus sensibles aux toxiques que les bactéries hétérotrophes, responsables de la dégradation

Les publications collectives – Traitement Biologique

du carbone organique et de la dénitrification. Comme leur taux de croissance est aussi beaucoup plus faible, le retour aux performances initiales sur l'élimination de l'azote sera plus long que celui sur le carbone. Ainsi, lors du passage d'un toxique, la nitrification est d'abord affectée, puis dans un second temps et selon la dose de toxique, le traitement du carbone peut l'être également. L'analyse des eaux en sortie de station permet de confirmer le passage du toxique et son impact sur la biologie, et peut servir à prouver le déversement toxique en cas de besoin :

- Analyse du N-NH₄ (cas des stations réalisant la nitrification)

L'analyse du N-NH₄ effectuée sur l'eau de sortie permet de se rendre compte de l'effet du toxique sur la nitrification : la concentration en N-NH₄ augmente alors significativement. Le N-NH₄ est le premier traceur en cas de toxique « léger » n'altérant pas encore le traitement du carbone. La présence de nitrites au-delà de 0,5 mg/L peut aussi être un indicateur de passage d'un toxique.

Remarque : il est important de vérifier que le TAC est en quantité suffisante pour la nitrification avant de conclure à un toxique. Pour ce faire, on se reportera utilement à la fiche «Augmentation de la quantité de biomasse autotrophe par ajout d'alcali».

-Analyse de la DCO

Les performances doivent être jugées uniquement sur la fraction dissoute, d'où l'intérêt de la mesure de la DCO dissoute. L'analyse de la DCO dissoute est effectuée sur l'eau de sortie après filtration de l'échantillon (filtre 0,45 µm). Elle permet de se rendre compte si l'élimination de la fraction biodégradable (DCO dissoute - DCO réfractaire) réalisée par les bactéries hétérotrophes a été affectée par le toxique.

Lorsqu'on ne dispose pas d'analyse de DCO dissoute, la concentration en DCO dissoute biodégradable, qui correspond à la DBO₅ soluble, peut être approchée avec les concentrations en DCO totale et en MES en utilisant la formule :

$$\text{DCO soluble biodégradable} = \text{DCO totale} - (1,2 \times \text{MES})^* - \text{DCO réfractaire}$$

* 1 g de MES apporte 1,2 g de DCO ou 0,5 g de DBO₅

La DCO réfractaire peut être estimée, pour des eaux résiduaires urbaines normalement concentrées, à 35 mg/L ou à 5 % de la DCO totale. Lors d'une augmentation brutale de la DCO de sortie, il faut vérifier si cela est dû à la perte de MES ou à l'augmentation de la DCO dissoute, et plus particulièrement de la fraction biodégradable. Pour une boue activée en aération prolongée, la DCO dissoute biodégradable de référence se situe entre 5 et 10 mg/L pour une DCO totale en sortie de 60 mg/L.

Remarque : on se reportera utilement à la fiche «Estimation des talons non traitables biologiquement ».

II. Cas d'une toxicité chronique

La toxicité sera chronique si le toxique est déversé de façon continue dans la station. Il faut pouvoir constater la chronicité, et la faire cesser avant toute tentative de remédier au choc toxique.

Pour savoir si le toxique est toujours présent dans l'ouvrage, on procède à des tests « en batch » sur site. Ces tests de terrains ont pour objectif de déterminer l'activité de la biomasse après ou pendant le passage du toxique et de répondre à la question : la biomasse est-elle morte, diminuée, ou toujours active ?

- Test de respirométrie

A l'aide d'un oxymètre portable, on mesure la consommation *instantanée* d'oxygène de la boue activée en fonction du temps. Le résultat de la mesure de consommation *instantanée* en oxygène s'exprime en mg O₂/L.h. Ce test peut s'opérer directement dans l'ouvrage biologique après une période suffisante d'aération (15 min) mais ce protocole ne permet pas de maîtriser les alimentations en eaux brutes.

Afin de maîtriser l'apport carboné, il est préférable de procéder ainsi :

- prélever de la biomasse dans le bassin biologique,
- aérer la biomasse avec un bulleur d'aquarium jusqu'à saturation du milieu en O₂,
- vérifier que la boue respire sans ajout de carbone : arrêt de l'aération et mesure de la consommation d'oxygène sur plusieurs min,
- réaérer avec le bulleur puis injecter une dose de carbone facilement assimilable (sucre dissous)
- mesurer à nouveau la consommation d'O₂ sur plusieurs min.

La consommation *spécifique* d'O₂ correspond au rapport de la consommation *instantanée* et de la concentration en MVS de la boue activée, et s'exprime en mg O₂/gMVS.h. Celle-ci permet d'appréhender une éventuelle inhibition.

Consommation Spécifique d'O ₂ mg O ₂ g MVS.h	Signification
3 à 15	Normal
< 3	Inhibition
> 15	Consommation excessive, probable surcharge organique

Si l'inhibition est constatée, il est possible que le toxique soit toujours présent ou que la biomasse ne soit plus active. On peut réaliser la mesure de consommation instantanée en O₂ avec des dilutions pour déterminer ainsi une éventuelle levée de l'inhibition. Dans ce cas, une diminution du taux de boue permettra d'évacuer le toxique du système.

Les publications collectives – Traitement Biologique

- Test de nitrification en batch

Le test de nitrification en laboratoire avec des dilutions successives de l'effluent permet de déterminer le pouvoir nitrifiant de la boue (présence d'une activité nitrifiante, ou survie de la biomasse nitrifiante).

Il suffit de prendre de la boue du réacteur biologique, de l'aérer avec bulleur d'aquarium, d'injecter une dose de NH_4 connue et de mesurer toutes les 5 min la consommation du NH_4 pour vérifier l'existence d'une activité nitrifiante. Il convient de vérifier au préalable que l'alcalinité est suffisante par mesure du TAC (il faut 8,3 mg d' HCO_3 par mg N- NH_4 à nitrifier).

Remarque : dépotage d'effluents extérieurs

Accepter de réceptionner des effluents pour les traiter conjointement avec ceux parvenant naturellement à la station via le réseau peut avoir des conséquences sur au moins trois plans :

- les effluents extérieurs peuvent présenter une toxicité directe,
- la charge organique peut être réfractaire (totalement, partiellement, ou avoir un temps de biodégradation non compatible avec le temps de séjour de la station)
- l'effluent peut contenir des polluants qui rendraient obsolète la voie de valorisation des boues (exemple : éléments traces métalliques ou composés traces organiques en concentration non compatible avec une valorisation agricole des boues)

III. Faut-il réensemencer le bassin d'aération après passage d'un toxique ou laisser la biomasse se reconstituer naturellement ?

Le seul intérêt d'un réensemencement lorsqu'on a constaté la mort de la biomasse est de gagner du temps sur le taux de croissance bactérienne. Ceci peut s'avérer utile surtout pour la nitrification dont le faible taux de croissance va nécessairement se traduire par un temps de recouvrement long (jusqu'à \approx 3 semaines, surtout si la température de l'effluent est basse).

- Cas du traitement du carbone

- Si les performances sur le carbone ne sont pas totalement affectées, c'est à dire que l'on observe encore une activité biologique (le test de consommation spécifique en O_2 est supérieur à 3), ou que le rendement épuratoire sur la DBO_5 soluble est supérieur à 40 % et que celui sur la DCO soluble est supérieur à 60-70 %

➡ pas de réensemencement, le système retrouvera rapidement ses performances en 2-3 jours.

- Si l'on constate l'absence de performance épuratoire et sans évolution sur une période de 2-3 jours :

➡ réensemencement indispensable s'il y a de fortes contraintes sur le milieu récepteur

➡ réensemencement non indispensable s'il y a moins de contraintes sur le milieu récepteur.

Une surveillance de la reprise du traitement est mise en place, le système doit évoluer positivement dans un délai d'environ 1 semaine.

Les publications collectives – Traitement Biologique

- Cas du traitement de l'azote

- Si l'on constate une perte partielle de la nitrification (perte d'au plus 30 % du NTK)

➡ pas de réensemencement, la reprise naturelle de la nitrification sera de l'ordre de + 10 % par jour de la charge à nitrifier (le % est limité par le taux de croissance de la biomasse autotrophe)

- Si l'on observe une perte totale de la nitrification (rendement NTK < 40% et rendement NGL < 40%)

➡ réensemencement indispensable, avec une reprise de la nitrification de l'ordre de + 10 % par jour de la charge nitrifiée.

- Redémarrer sans ensemencement

Pour donner toute ses chances au redémarrage sans ensemencement, il est important de vérifier si le toxique est toujours présent dans les boues (une bioaccumulation est toujours possible) et si la biomasse présente fonctionne normalement ou si elle est encore inhibée. Le test de respiration instantanée et spécifique de la boue activée sur site donnera cette information.

- Si la consommation spécifique en O₂ est normale

Dans ces conditions le système retrouvera rapidement ses performances en 2 à 3 jours pour le traitement du carbone et jusqu'à 3 semaines pour le traitement de l'azote (selon la température de l'effluent).

- Si la consommation spécifique en O₂ est encore altérée

Dans ce cas, on suspecte une inhibition ou une mortalité de la boue activée. Il est souhaitable d'évacuer une bonne quantité de boue afin d'évacuer le toxique et/ou les boues inactives du système. On vise une baisse de la concentration en MES pour atteindre environ 1 à 2 g/L. Le passage en mode forte charge/construction de biomasse est alors possible, avec les précautions suivantes : suivre l'évolution de la consommation en O₂ de la biomasse (test de respirométrie décrit en II), tout en laissant augmenter la concentration en boue (arrêt extraction) pour atteindre de nouveau une concentration de boue de 3-5 g MES/L (retour au mode faible charge ou aération prolongée selon les cas) avant de reprendre les extractions normales de boues.

- Redémarrer avec ensemencement

Attention : le risque du réensemencement est de contaminer le milieu avec des bactéries filamenteuses exogènes, il convient de vérifier, par une analyse microscopique notamment, que les boues exogènes en sont bien exemptes.

- Pour accélérer la biodégradation carbonée, il s'agit d'apporter quelques camions de boues biologiques extraites du bassin d'aération ou du clarificateur d'une station à boues activées voisine (boues fraîches et actives).

Les publications collectives – Traitement Biologique

- Pour apporter une biomasse nitrifiante afin d'accélérer le redémarrage de la nitrification, on choisira une station qui nitrifie correctement (donc avec un bon degré d'aération). Les boues de la station choisie doivent être exemptes de dysfonctionnement biologique (Indice de boues IB < 120 mL/g de MES et observation microscopique qui confirme que la présence de bactéries filamenteuses est non significative). Cet apport de boues actives peut représenter 5 à 10 % de la quantité de MES présente dans le système à réensemencer.

Quelques précautions

Lors d'un réensemencement, tout comme lors d'un démarrage, la charge massique est très élevée, ce qui occasionne la formation de petits floccs biologiques. Ces petits floccs légers sont sujets à un entraînement rapide vers le milieu récepteur.

Afin de les maintenir dans le système, deux précautions peuvent être prises jusqu'à ce que les floccs sédimentent seuls convenablement dans le clarificateur :

- brider partiellement l'hydraulique de l'installation par l'utilisation du by-pass d'entrée
- apporter un produit « lesté » tel que le chlorure ferrique (FeCl_3), un polymère à haut poids moléculaire, du talc,

Cas particuliers :

- En présence d'une zone d'anoxie : arrêter la recirculation des nitrates
- En présence d'une zone d'anaérobiose : la by-passer si possible

Et les bioadditifs ?

Le GIS BioSTEP ne recommande pas l'utilisation de bioadditifs pour ensemer une station, qu'elle soit neuve en démarrage ou suite à un incident toxique. En effet, le GIS ou ses membres ont réalisé de multiples suivis d'implantation de biomasse exogène dans diverses situations épuratoires au cours de ces 20 dernières années, sans qu'un intérêt n'ait pu être mis en évidence. Ceci est valable pour les biomasses hétérotrophes (carbone), mais nous signalons que le réensemencement de biomasse exogène autotrophe peut présenter un intérêt en cas de démarrage de nitrification **en eau froide**. Cependant le gain de temps ne sera que de quelques jours.



Estimation des talons non traitables biologiquement. 2012, 3p.



Estimation des talons non traitables biologiquement

I. POUR LE PARAMETRE DCO

Ce talon est mesuré à partir d'un protocole bien précis décrit dans la **Norme internationale ISO 9888 : 1999**, disponible sur le site de l'Afnor www.afnor.fr (norme payante). Intitulé de la norme : « Evaluation, en milieu aqueux, de la biodégradabilité aérobie ultime des composés organiques. Essai statique : Méthode Zahn-Wellems ».

La procédure décrite dans la norme est très complexe, et les laboratoires ont été amenés à simplifier la méthode en élaborant le plus souvent un protocole simple pour mesurer la DCO dite « dure » ou réfractaire.

Rappel : composition d'une eau usée urbaine à dominante domestique issue d'un réseau séparatif

Une eau usée normalement concentrée à dominante domestique présente en moyenne une DCO totale de l'ordre de 700 à 750 mg O₂/L. La DCO dure soluble est mesurée en moyenne à environ 30 à 35 mg O₂/L. On constate en France, pour des eaux usées domestiques de réseaux collectifs et séparatifs, que la DCO dure soluble représente moins de 5 % de la DCO totale. Hors de France, des fractions plus élevées ont été observées.

I. 1. Domaine d'application de la présente note

La concentration en DCO dure mesurée dans les eaux d'entrée d'une station d'épuration domestique peut être augmentée par des apports d'eaux usées autres que domestiques, contenant de la matière organique réfractaire au traitement biologique (ce sont certains rejets industriels, les lixiviats de décharge, etc...).

Avant d'accepter le déversement d'eaux usées non domestiques dans le réseau de collecte d'une station d'épuration, il convient de vérifier au préalable que la nature de ces eaux permettra toujours de respecter les niveaux de rejet demandés par l'arrêté du rejet. A partir de la mesure de la DCO « dure » (ou DCO réfractaire) des eaux non domestiques en question, cela permettra d'évaluer quel sera l'impact de la DCO dure soluble qui va traverser la station avec aucun abattement sur la concentration finale dans les eaux traitées, en tenant compte aussi de la proportion des talons réfractaires pour les eaux usées domestiques et non domestiques.

I. 2. Décomposition de la DCO totale

La DCO totale de l'eau traitée est composée de :

- DCO particulaire et colloïdale : il s'agit principalement de biomasse qui s'échappe de la filière de traitement avec l'eau traitée,
- DCO dissoute biodégradable non traitée : elle est due soit à un temps de séjour dans la station insuffisant pour la biodégradation de cette fraction, soit liée à des courts-circuits hydrauliques ou soit à des problèmes d'aération,
- et, de la DCO dissoute réfractaire.

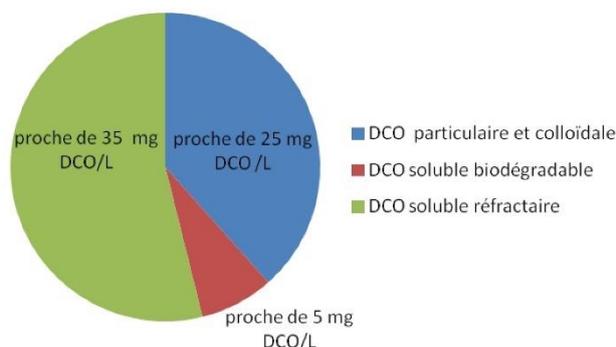
$$\text{DCO}_{\text{totale}} = \text{DCO particulaire et colloïdale (MES de sortie obtenues par filtration)} \\ + \text{DCO filtrée biodégradable non traitée} + \text{DCO dissoute réfractaire}$$

Les publications collectives – Traitement Biologique

En sortie d'une station d'épuration de type boue activée aération prolongée, traitant des effluents à dominante domestique normalement concentrés, les ratios et concentrations couramment rencontrés sont les suivants :

Composition en mg de DCO/L d'une eau usée sortie boue activée aération prolongée

DCO totale = 65 mg de DCO/L



Ces valeurs s'expliquent en raison des équivalents suivants (tableau 1) :

DCO particulaire et colloïdale	DCO dissoute biodégradable non traitée	DCO dissoute réfractaire à la biodégradation
En moyenne, 1 mg de MES apporte 1,2 mg de DCO ou 0,5 mg de DBO ₅ . En moyenne, les MES en sortie station sont de l'ordre de 20 mg de MES/L d'où une DCO particulaire de 24 mg DCO/L (20 x 1,2)	En moyenne, 1 mg de DBO ₅ dissoute de sortie correspond à 2,4 mg de DCO. En moyenne, la DBO ₅ dissoute non traitée est de l'ordre de 1-2 mg DBO ₅ /L, on obtient une DCO de 4,8 mg de DCO/L (2 x 2,4)	En zone rurale ~ 3% En zone urbaine ~ 5% de la DCO totale des eaux usées brutes domestiques. Sur la base d'une DCO d'entrée de 700 mg de DCO/L, la DCO réfractaire dissoute est de 35 mg de DCO/L (700 x 0,05)

A partir de cet exemple, la partie réfractaire d'une eau de sortie pour une filière boue activée aération prolongée représente 58 % de la DCO totale.

Lorsque des niveaux de rejet très contraignants sur la DCO totale (< 60 mg DCO/L) sont imposés à une station d'épuration traditionnelle par boue activée fonctionnant dans le domaine de l'aération prolongée, la mise en œuvre de traitements complémentaires doit être envisagée pour éliminer la fraction de DCO apportée par les MES de l'eau de sortie.

I. 3. Etude de cas : station d'épuration à culture libre

A partir des résultats obtenus en sortie de station d'épuration, la DCO soluble réfractaire peut être calculée.

Un exemple pour comprendre

En sortie d'une boue activée de type aération prolongée traitant des effluents à dominante domestique normalement concentrés, une eau de sortie peut atteindre les valeurs suivantes (tableau 2):

Les publications collectives – Traitement Biologique

DCO totale	DBO ₅ totale	MES
60 - 70 mg/L	10 – 12 mg/L	15 – 20 mg/L

Si l'on retient les équivalents DCO associés aux paramètres MES et DBO₅ décrits dans le tableau 1, on peut décrire la DCO totale selon l'équation suivante :

$$\begin{aligned} \text{DCO totale} &= \text{DCO liée aux MES} + \text{DCO dissoute biodégradable non traitée} + \text{DCO dissoute réfractaire} \\ [\text{DCO}]_{\text{totale}} &= [\text{MES}] \times 1,2 + ([\text{DBO}_5]_{\text{totale}} - [\text{DBO}_5]_{\text{MES}}) \times 2,4 + [\text{DCO}]_{\text{dissoute réfractaire}} \\ \text{D'où DCO dissoute réfractaire} &= [\text{DCO}]_{\text{totale}} - [\text{MES}] \times 1,2 - ([\text{DBO}_5]_{\text{totale}} - [\text{DBO}_5]_{\text{MES}}) \times 2,4 \end{aligned}$$

En affectant les valeurs moyennes observées du tableau 2, on obtient :

$$\text{DCO}_{\text{totale}} = 60 \text{ mg/L}$$

$$\text{DCO liée aux MES} = 15 \times 1,2 = 18 \text{ mg de DCO/L}$$

$$\text{DCO liée à la DBO}_5 \text{ non traitée} = (10 - (15 \times 0,5)) \times 2,4 = 6$$

$$\text{D'où DCO réfractaire dissoute} = 60 - 18 - 6 = 36 \text{ mg de DCO}_d\text{/L.}$$

I. 4. Quelques exemples de DCO dure obtenus sur 2 types d'effluents (données Irstea Lyon)

Type d'effluent	Sur effluent brut (mg O ₂ /L)				
	[DCO] totale	[DCO] dissoute	[DCO] dissoute réfractaire	Fraction DCO réfractaire par rapport à la DCO totale d'entrée	Fraction DCO réfractaire par rapport à la DCO dissoute
Effluent domestique normalement concentré	735	240	30	4 %	12,5 %
Matières de vidange	25 910	3 315	392	1,5 %	11,8 %

II. POUR LE PARAMETRE AZOTE

La même démarche peut être menée sur l'azote organique réfractaire soluble, les ordres de grandeur pour une eau usée urbaine standard sont de l'ordre de 1,5 à 2,5 mg d'azote organique réfractaire soluble/L. L'azote organique réfractaire particulaire est du même ordre de grandeur mais il est piégé dans les boues.

Fraction de l'azote organique d'une ERU normalement concentrée (NK = 80 mg/L)
(% exprimé en NK d'entrée d'une ERU)

Organique réfractaire	
Soluble	particulaire
2 à 3 % du NK	2 à 3 % du NK
1,6 à 2,4 mg/L	1,6 à 2,4 mg/L

Dans certains cas, cette valeur d'azote dur soluble peut être plus élevée et s'explique le plus souvent par les retours de la filière boue. Parmi les filières impactant l'azote organique dur, on note les retours issus du séchage thermique.



Retour d'expérience d'un essai de bioaugmentation fongique en station d'épuration (poster associé). 2010, 6p.

RETOUR D'EXPERIENCE D'UN ESSAI DE BIOAUGMENTATION FONGIQUE EN STATION D'EPURATION

S. Graja⁽¹⁾, F. Cote⁽²⁾, A. Cauchi⁽³⁾, J-M. Perret⁽⁴⁾, J-P. Canler⁽⁴⁾, L. Juzan⁽⁵⁾, A. Goubet⁽⁵⁾

- (1) VERI (Veolia Environnement Recherche et Innovation)
Chemin de la Digue, 78603 Maisons-Laffitte cedex
sonia.graja@veolia.com
- (2) Veolia Eau, Services Techniques Région Centre-Est
67, quai de Charles de Gaulle, 69414 Lyon cedex 06
florian.cote@veoliaeau.fr
- (3) Veolia Eau, Direction Technique
Les Cyclades, Bât. E, Chemin de Camperousse, 06130 Plan de Grasse
anne.cauchi@veoliaeau.fr
- (4) Cemagref Lyon
3 bis, quai Chauveau, 69336 Lyon cedex 09
jean-marc.perret@cemagref.fr
jean-pierre.canler@cemagref.fr
- (5) Cemagref Antony
1, rue Pierre-Gilles de Gennes, CS 10030, 92761 Antony cedex
lauriane.juzan@cemagref.fr
anne.goubet@cemagref.fr

AVERTISSEMENT

Les résultats de cette étude portent sur l'efficacité d'un produit commercial en particulier, il convient donc de ne pas généraliser les conclusions obtenues à l'ensemble des produits de bioaugmentation fongique disponibles sur le marché.

Les publications collectives – Traitement Biologique

I. INTRODUCTION

Une étude poussée de sept mois a été menée sur une station d'épuration de 45 000 EqH, de type boue activée aération prolongée. Ce travail avait pour objectif de mieux préciser l'efficacité d'une bio-augmentation de type fongique, technique de plus en plus proposée sur le plan national mais aux résultats non connus. Cet apport devait permettre principalement un gain économique par une réduction de 20% de la consommation énergétique (par un gain sur les temps d'aération) tout en maintenant la qualité du rejet, une réduction de 20% de la production de boues et de 40% de la consommation de polymère.

La station d'épuration retenue était composée de 2 files parallèles identiques, sans interconnexion, ce qui a permis de mener des essais comparatifs avec une file test et une file témoin (cf. synoptique en annexe). A cette étude poussée ont été associés l'ensemble des acteurs : fournisseurs, centres de recherche, exploitants.

II. PROTOCOLE EXPERIMENTAL

L'injection du produit se faisait dans la boucle de recirculation, selon un protocole et un dosage établi par le fournisseur. Afin d'éliminer toute erreur potentielle liée à de possibles différences structurelles entre la file test et la file témoin de la STEP étudiée, les essais ont été conduits sur 2 phases successives (Tableau 1).

Tableau 1 : déroulement du dosage sur site

Phase	Détails	Dosage	Période
Phase 0	Ensemencement	10 kg/tDCO entrante	16/02-28/02
	Stabilisation	4.5 kg/tDCO entrante	01/03-31/03
Passage en mode bioréacteur : 01/04			
Phase I	File 1 test, file 2 témoin	2.4 kg/tDCO entrante	16/04-31/06
Phase II	File 2 test, file 1 témoin	2.5 kg/tDCO entrante	01/07-15/08
Arrêt des injections : 01/08			

Un protocole de suivi analytique poussé des deux files a été mis en place sur toute la durée de l'étude, de façon à pouvoir calculer de façon différenciée pour chaque file tous les indicateurs opérationnels et de performance. Le Tableau 2 synthétise les conditions opératoires dans chaque file au cours des phases I et II, et permet ainsi de valider qu'elles étaient bien quasi-identiques entre les files test et témoin.

Tableau 2 : indicateurs opérationnels des files test et témoin au cours des essais

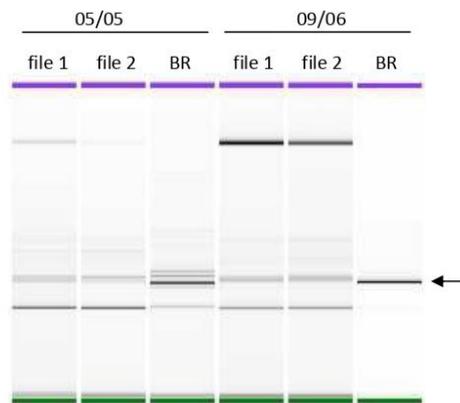
	PHASE I		PHASE II	
	File 1 test	File 2 témoin	File 1 témoin	File 2 test
Age de boues (j)	17	18	13	15
Charge organique (kgDCO/m ³ .j)	0.45	0.45	0.48	0.48
Charge spécifique (kgDCO/kgMS.j)	0.12	0.12	0.14	0.16

III. RESULTATS

III.1 Implantation du produit dans la biomasse des bassins

Les observations microscopiques conduites lors de la phase I ou II montrent une abondance de mycéliums sensiblement constante sur la durée et à chaque fois très similaire dans les files test et témoin.

Les analyses microbiologiques en ARISA (Automated Ribosomal Intergenic Spacer Analysis) ont permis d'étudier la biodiversité fongique des deux files et du bioréacteur au cours de la phase I (figure 1). Les résultats sont obtenus sous forme de profils de bandes, où chaque bande correspond à au moins une espèce des microorganismes ciblés.



*Figure 1 : biodiversité fongique en ARISA (phase 1)
file 1 test, file 2 témoin, BR : bioréacteur*

Les résultats indiquent que sur les cinq espèces du bioréacteur détectées en mai, une seule se maintient un mois après (flèche noire), et n'est retrouvée dans aucune des files. De plus, il n'y a pas de différence significative entre les profils des deux files, qui évoluent de la même façon.

III.2 Impact de la bioaugmentation sur la consommation énergétique en aération

Le tableau 3 présente les résultats en termes de temps d'aération moyens dans les files test et témoin. Lors de la phase I, une réduction de 10% du temps spécifique d'aération sur la file test a été constatée. Cet effet a été accompagné d'une augmentation de la concentration en azote ammoniacal dans l'effluent de la file test (figure 2). Il en a été déduit que l'effet sur le temps spécifique d'aération n'est pas lié à une réduction intrinsèque des besoins en aération, mais à des baisses temporaires et récurrentes de l'efficacité de nitrification dans le bassin test. Ceci a été confirmé au cours de la phase II, où à la fois les concentrations en azote dans l'effluent et les temps spécifiques d'aération étaient sensiblement identiques dans les 2 files.

Aucun impact n'a été observé sur les rendements d'épuration en DCO et en P (résultats non présentés).

Les publications collectives – Traitement Biologique

Tableau 3 : comparatif des temps d'aération moyens dans les files test et témoin

	PHASE I		PHASE II	
	File 1 test	File 2 témoin	File 2 test	File 1 témoin
Réglages seuils redox	-120 / +140		-110 / +100	
Temps moyen aération (hr/j)	7.7	7.5	7.1	7.6
Temps aération spécifique (min/kg(DCO+N) éliminés)	0.18	0.19	0.17	0.19
Temps aération spécifique (min/kg(DCO+N) éliminés.tMS)	0.0083	0.0092	0.0098	0.0099
Impact net sur temps d'aération	-10%		- 1%	

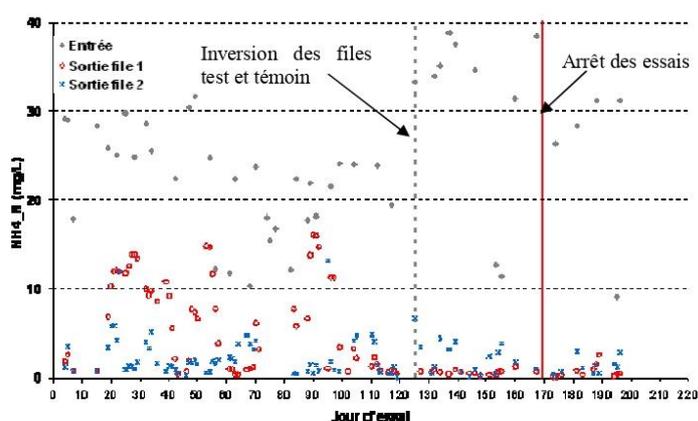


Figure 2 : Evolution des concentrations en NH₄_N en entrée et sortie des files test et témoin

Afin de confirmer ces résultats, une caractérisation respirométrique avancée de la biomasse des 2 files a été réalisée sur site au cours de la phase I (figure 3). Celle-ci a démontré l'absence de différence significative entre les 2 files en termes de :

- cinétique de nitrification
- cinétique de dégradation de la matière organique
- consommation spécifique en oxygène par g de C et de N oxydés

L'objectif annoncé de réduction de la consommation énergétique pour l'aération n'a donc pas été atteint.

• Résultats des respirations - 5/06/09

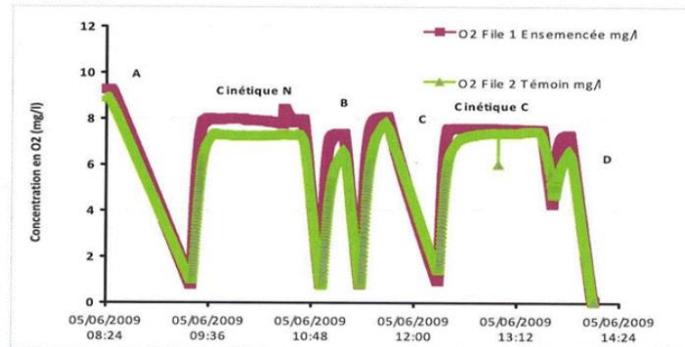


Figure récapitulative du test du 5/06/09

Avec A : respiration Endogène des boues
B : apport de NH₄ et de bicarbonates (2 essais successifs)
C : apport d'ATU
D : apport de C (glucose)

Figure 3 : tests cinétiques comparatifs sur les boues des files test et témoin
ATU = allylthiouree : inhibiteur de la nitrification

Les analyses microbiologiques en DGGE (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis) indiquent qu'il n'y a pas de différence significative au niveau de la biodiversité des bactéries nitrosantes (effectuant la première étape de la nitrification) entre les deux files au cours de la phase I (résultats non présentés).

III.3 Impact de la bioaugmentation sur la production de boues

Les productions de boues sont calculées en fonction des charges extraites et de la variation du volume de boues dans les bassins, puis rapportées à la quantité de DCO éliminée dans chaque file. Le calcul d'un état de référence sur les quatre mois qui ont précédé l'essai a mis en évidence une différence intrinsèque de production de boues entre les deux files, la file 1 générant en moyenne 12% de plus que la file 2. Lors de la phase I (file 1 test), cet écart s'est réduit à 7% (0.42 vs. 0.39 kg MS/kgDCO_{éliminés}). En phase II, l'écart de référence de 12% entre les files 1 et 2 s'est rétabli (0.44 vs. 0.4 kg MS/kgDCO_{éliminés}). Aucun impact significatif du cocktail fongique sur la production de boues n'a donc pu être observé.

III.4 Impact de la bioaugmentation sur la décantabilité et la consommation de polymère

Aucun impact notable du cocktail fongique sur la décantabilité des boues n'a pu être observé, comme le montrent les courbes d'évolution de l'IB (figure 4). En revanche, un impact significatif a été observé sur la consommation de polymère, qui est augmentée respectivement de 20 et 30% sur la file test pour les phases I et II. Plusieurs hypothèses peuvent expliquer ce constat, mais les résultats d'analyse dont nous disposons ne permettent pas de les démontrer.

Les publications collectives – Traitement Biologique

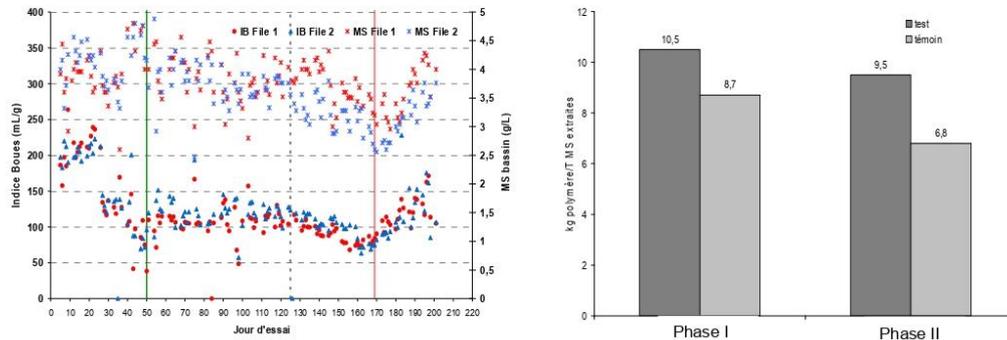


Figure 4 : Impact de la bioaugmentation sur l'indice de boues et la consommation de polymère

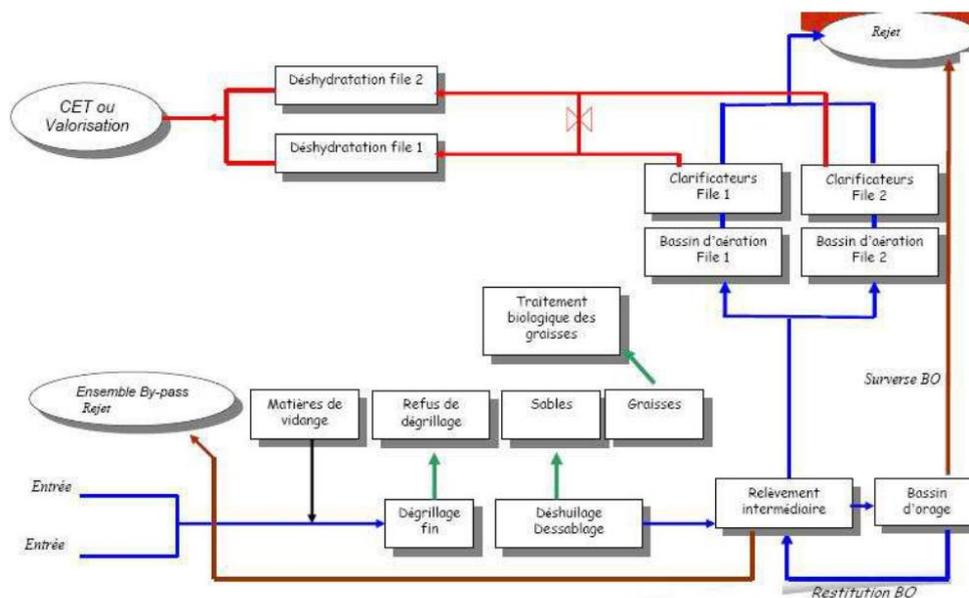
IV. CONCLUSIONS

Les résultats obtenus ont permis d'aboutir aux principales conclusions suivantes :

- pas de différence significative entre la file témoin et la file test au niveau de la biodiversité des populations fongiques. Seule une espèce fongique du bioréacteur se maintient au cours du temps mais n'est retrouvée dans aucune des files (phase I).
 - pas de réduction de consommation spécifique en aération, à performance égale.
- En revanche, risque d'impact du produit sur les rendements en nitrification.
- aucun impact notable sur la production de boues

A partir de cette étude poussée, il a été conclu que l'injection de ce produit n'a pas permis d'atteindre les objectifs annoncés, aussi bien sur le plan technique qu'économique.

ANNEXE : Synoptique de la station étudiée





Augmentation de la quantité de biomasse autotrophe par ajout d'alcali.
Annexe : Calcul dose alcali et bicarbonates. 2019, 13p.

Augmentation de la quantité de biomasse autotrophe par ajout d'alcali.

Comment assurer la nitrification en cas d'insuffisance de bactéries nitrifiantes ?

Réponse : Apporter une source d'azote ammoniacal afin d'augmenter la quantité de biomasse nitrifiante autotrophe.

La nitrification d'1 mg de N-NH_4^+ consomme :
8,7 mg de HCO_3^-
Ou 0,7°F
Ou 7,1 mg CaCO_3

1. Objectif :

- Disposer à un moment donné d'une quantité de biomasse autotrophe suffisante pour traiter une pointe de pollution d'une durée significative (au moins supérieure à la semaine),
- Respecter le rejet sur l'azote (NH_4) durant la période de pointe (niveau exigé sur un échantillon moyen 24h et non en moyenne annuelle).

Cette situation entraîne l'ajout d'une source azotée préalable à la pointe de pollution pour augmenter la population présente dans le réacteur biologique qui est fonction de la charge apportée. Cette augmentation rapide de la biomasse autotrophe permet de faire face à une variation de charge tout en respectant la qualité du rejet demandée.

2. Domaine d'application :

Toutes les stations qui subissent de fortes variations de charge sont concernées par ce phénomène (stations touristiques de montagne ou balnéaires par exemple). Cette démarche est adaptée aux pointes de charge supérieures à une semaine. Pour des durées plus courtes, les contraintes d'exploitation et financières deviennent trop lourdes.

Critères contraignant à prendre en compte :

- Amplitude de la montée en charge : en moyenne, on a les mêmes amplitudes en montagne qu'à la mer,
- Vitesse d'augmentation de la charge,
- Température de l'effluent : La vitesse de croissance est fonction de la température. Par exemple entre 10 et 20°C, on note un doublement du taux de croissance de la biomasse, ou un âge des boues divisé par deux.

Exemple : pour une station nitrifiante dont l'âge de boue est de 20 jours à 10°C, en été à 20°C on aura besoin d'un âge de boue de 10 jours pour traiter une quantité d'azote équivalente.

Quels sont les procédés pour lesquels on peut appliquer la méthode ?

Pour des facilités d'exploitation, les procédés les plus adaptés sont ceux qui s'arrêtent à la nitrification sans exigence réglementaires sur la dénitrification.

- Cultures fixées : biofiltres nitrifiants, culture fixée fluidisée avec flottateur (MBBR),
- Cultures libres : Procédés boues activées avec membranes de filtration,

Pour les boues activées faibles charges avec clarificateur, il existe un fort risque de dénitrification sauvage dans le clarificateur. Cette technique n'est pas adaptée pour la méthode présentée dans cette fiche, car il faudrait en plus rajouter du méthanol pour dénitrifier en amont du clarificateur (contraintes d'exploitation, coût...). En effet l'apport en excès d'azote entraîne une carence en carbone qu'il faut compenser par du carbone exogène.

Les filières composées de plusieurs files parallèles fonctionnant en rotation sont plus adaptées pour traiter les variations de charge (Cf. document technique FNDAE n°34).

Attention : la méthode peut nécessiter un apport de carbone minéral pour compenser les besoins en bicarbonates.

Applications fréquentes :

Ce sont donc principalement les installations confrontées à des pentes de montée en charge supérieures au taux de croissance de la biomasse nitrifiante où le traitement de l'azote est demandé.

Exemple : Cas des stations d'épuration situées en zone touristique avec un taux de fréquentation différent dans l'année (Stations de sports d'hiver).

3. Données à collecter :

L'exemple ci-dessous porte uniquement sur la mise en place de la nitrification.

Les données à connaître sur l'installation sont les suivantes :

- Variation de charge réelle de l'installation et plus particulièrement pour la période critique (pente de montée en charge la plus importante : amplitude et durée),
- Charge azotée réellement collectée à la basse saison,
- Charge azotée réellement à traiter en pointe (haute saison),
- Niveau de rejet demandé, plus particulièrement à la pointe de charge,
- Quantité de bicarbonates à l'entrée du biologique (Ils peuvent être consommés si présence de décanteur primaire avec traitement physico-chimique).

4. Description de la démarche :

Apporter une source d'azote externe (type alcali) afin d'augmenter la quantité de biomasse autotrophe pour préparer la montée en charge et respecter les niveaux de rejet sur l'azote Kjeldhal.

La durée de traitement et les doses appliquées sont fonction des taux de croissance des bactéries nitrifiantes.

Exemple :

A une température de 8°C (température du milieu où se trouve la biomasse), un taux de croissance net de 0,1 j⁻¹ (symbole μ_o exprimé en j⁻¹) correspond à une augmentation de la population autotrophe de 10 % par rapport à la journée précédente.

Température	8°C	10°C	12°C	14°C
Ordre de grandeur μ_o net (j ⁻¹)	0,1	0,12	0,15	0,18
% d'accroissement de la biomasse autotrophe nitrifiante	10	12	15	18

Ce taux de croissance est obtenu en l'absence de facteurs limitants : Bicarbonates (HCO₃⁻), Substrat (azote ammoniacal), pH (en lien avec les bicarbonates), oxygène et nutriments (P-PO₄³⁻).

Les publications collectives – Traitement Biologique

Concernant l'apport de substrat :

- 1 litre d'alcali¹ commercial concentré à **20,5 %** (NH₄OH exprimé en NH₃) apporte 0,155 kg de N-NH₄⁺/litre. (cf. annexe 1)

- La nitrification d'1 mg de N-NH₄⁺ consomme 8,7 mg de HCO₃⁻ ou 0,7°F
(1 degré Français équivaut à 12,2 mg de HCO₃⁻ ou 10 mg CaCO₃).

Concernant le suivi des bicarbonates :

La quantité de bicarbonates présents dans les eaux peut être approchée par la mesure de la conductivité.

En effet, pour une eau contenant peu de chlorures ([Cl] < 40 mg/l), la concentration en sels dissous (en mg/l) correspond à 70 - 85% de la mesure de la conductivité (transformation d'une mesure électrique en une concentration).

Les sels majeurs sont : HCO₃⁻ ; Cl⁻ ; SO₄²⁻ ; NO₃⁻ et Ca²⁺ ; Na⁺ ; Mg²⁺ ; K⁺. Les bicarbonates représentent les 3/4 de ces sels majeurs (en réalité [HCO₃⁻] = 3 [Ca²⁺] et les autres sels ne sont pas pris en compte).

Par exemple , une eau de conductivité de 500 µS/cm est composée de (500 x 0.8) = 400 mg/l de sels dissous. Sa concentration en bicarbonates est de l'ordre de (400 x 0.75) = 300 mg HCO₃⁻/l.

(Pour mémoire pour l'eau potable : Eau douce < 10°F / Eau dure > 30°F)

Eau Usée domestique ou urbaine concentrée (pas d'eau parasite)	
Conductivité (µS/cm)	1000 - 1200
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	580 - 700
CaCO ₃ (mg/l)	470 - 570
° F	47 - 57

En moyenne, une eau usée oscille entre 15 à 35 °F (avec eau parasite, suivant la région...).

Paramètres à surveiller lors de l'ajout d'alcali :

Le suivi des paramètres N-NH₄⁺, N-NO₃⁻ et HCO₃⁻ est indispensable pour réussir un ensemencement optimisé de la filière, en particulier pour caler les apports d'alcali en fonction des taux de croissance réels de la biomasse en place afin d'éviter une surconsommation de réactifs et pénaliser ainsi le milieu récepteur.

Le taux de croissance est estimé en tenant compte de la température :

¹ On utilisera de l'alcali plus simple à mettre en œuvre malgré le fait qu'il soit plus cher que l'urée ou engrais azoté.

Les publications collectives – Traitement Biologique

Paramètres à suivre	Entrée du réacteur biologique	Sortie du réacteur biologique
	Flux de N-NH ₄ ⁺	Flux de N-NH ₄ ⁺
	bicarbonates	Flux de N-NO ₃ ⁻
		bicarbonates

- Le flux de N-NH₄⁺ mesuré en sortie permet de réajuster régulièrement les apports d'alcali en entrée du réacteur biologique.

- Le flux de nitrates formés permet d'estimer la quantité de biomasse installée et son taux de croissance dans le réacteur biologique.

- Le flux de bicarbonates consommés (flux de bicarbonates d'entrée – flux de bicarbonates de sortie) permet de vérifier le flux de nitrates formés ou d'azote ammoniacal nitrifié (les bicarbonates éliminés divisés par 8,7 sur la base du HCO₃⁻ ou 7,1 sur la base du CaCO₃ donne le flux d'azote nitrifié).

Par exemple : Une consommation de 34,8 mg/l d'HCO₃⁻ correspond à la nitrification de (34.8 / 8.7) 4 mg de N-NH₄⁺.

De plus, la présence d'un résiduel en bicarbonates en sortie de réacteur est indispensable pour confirmer que ce paramètre n'a pas été un facteur limitant de la nitrification (Il faut au minimum un résiduel de 34 mg/l d'HCO₃⁻ soit 3°F).

Le niveau de bicarbonates limite en sortie est choisi selon les contraintes du site (surconsommation possible d'alcali). En cas de pointe, si la quantité d'alcali injectée est insuffisante, la croissance de la biomasse n'évolue pas.

5. Exemple de démarche d'apport d'alcali :

Une collectivité de sports d'hiver doit traiter les charges suivantes :

	Basse saison	Haute saison
Débit journalier (m ³ /j)	100	1000
Flux entrant NTK kg/j	7	70
N-NH ₄	5	45
Flux assimilé N-NH ₄ (20% de NTK)	1,4	14
Flux rejeté N-NH ₄	0	10*
Soit 2,5% du NTK	0,175	0**
Flux rejeté en azote particulaire		
Soit 2,5% du NTK	0,175	0**
Flux à nitrifier	5,25 (soit 5)	46 (soit 45)

* pour une station de 1000 m³/j et limite de rejet à 10 mg NTK /l

** sont compris dans les valeurs de sortie

Les publications collectives – Traitement Biologique

- En Basse Saison (de septembre à mi décembre), la charge entrante dans la station d'épuration est de 5 kg de $N-NH_4^+$ (soit 7 kg de NTK/j). Cette charge de 7 kg de NTK va fixer approximativement (fonction ou non de facteur limitant) la quantité de biomasse autotrophe présente dans le réacteur biologique.

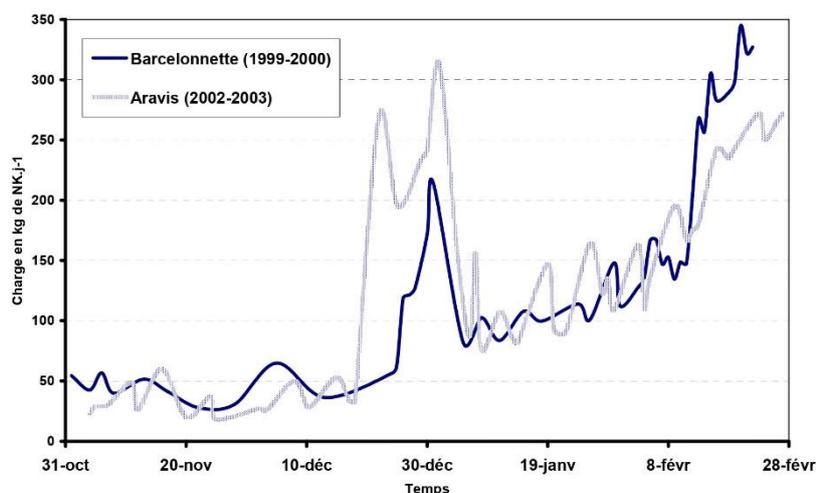
La part d'azote nitrifiable résulte de la différence entre le flux d'azote apporté et le flux d'azote organique non ammonifiable (azote organique réfractaire), de la part d'azote assimilé dans le réacteur et de la part rejetée (en basse saison, l'azote rejeté est proche de 0).

- En Saison (Vacances de Noël et nouvel an), la charge à traiter est de 70 kg de NTK/j, ce qui nécessite de nitrifier 45 kg de $N-NH_4^+$ compte tenu de la part réfractaire (5 % du NTK entrant), de la part assimilée (de l'ordre de 20 %) et d'un niveau de rejet fixé à 10 mg $N-NH_4^+$ /l.

Cette charge à nitrifier nécessite d'avoir un réacteur biologiqueensemencé avec une population autotrophe équivalente, soit 9 fois plus de biomasse autotrophe qu'en basse saison (ratio 45/5).

On rappelle que la période de Noël est celle où l'amplitude sera la plus forte (« hauteur de la marche »)

Ceci donne pour cette collectivité un ratio Haute Saison / Basse Saison (HS/BS), ou variation de charge, de 9.



Exemple de variation de charge en entrée de station (kg de NK/j) de novembre à février

Pour permettre une augmentation rapide de la biomasse autotrophe, l'ajout d'une source azotée externe est indispensable. Parallèlement, il conviendra de vérifier l'absence de facteurs limitants. En effet, les bicarbonates des eaux usées à traiter doivent être en concentration suffisante pour nitrifier l'ensemble de l'azote apporté par les eaux usées et par la source azotée externe (alcali).

La température des effluents est de l'ordre de 10 °C pendant la période d'ajout d'alcali, de fin novembre à début décembre, ce qui va occasionner un taux de croissance de l'ordre de $0,12 \text{ j}^{-1}$ (12%).

6. Questions / Réponses

1^{ère} question : Quelle sera la durée en jours (avec n : nombre de jours) d'apport d'alcali pour passer d'une biomasse autotrophe équivalente à 5 kg d'azote nitrifié en Basse Saison (BS) à une biomasse en Haute Saison (HS) pouvant nitrifier à terme les 45 kg d'azote ?

A 10 °C, le taux de croissance (μ_0) est de $0,12 \text{ j}^{-1}$, la charge Haute saison (HS) après n jours d'ajout azoté est donc égale à :

$$\text{Charge HS} = \text{Charge BS} \times (1 + \mu_0)^n$$

$$\text{D'où } n = \text{Ln}(\text{variation de charge}) / \text{Ln}(1 + \mu_0)$$

$$n = \text{Ln } 9 / \text{Ln } 1,12 = 19,4 \text{ jours que l'on arrondit à 20 jours.}$$

2^{ème} question : A partir de quelle date faut-il envisager l'injection d'alcali ?

Sachant que l'ensemencement maximal doit être obtenu pour la pointe qui se situe vers le 25 décembre, le début d'injection d'alcali se fera 20 jours avant, avec 2 jours de sécurité soit le 3 décembre (y compris les week-ends).

3^{ème} question : Quelle quantité d'alcali faut-il injecter par jour ?

Les publications collectives – Traitement Biologique

Nombre de jours	Ensemencement au jour J	Taux de croissance de la biomasse autotrophe	Ensemencement obtenu en équivalent azote	Alcali	
				Flux d'azote à apporter	Volume d'alcali à 20,5 %
jours	kg de N-NO ₃ formés/jour	Jour ⁻¹	kg de N oxydé/jour	kg de N /j	litres
0 (Référence)	5	0,12	5,6	0,6	4
1	5,6	0,12	6,3	1,3	8
2	6,3	0,12	7,0	2,0	13
3	7,0	0,12	7,9	2,9	19
4	7,9	0,12	8,8	3,8	25
5	8,8	0,12	9,9	4,9	31
6	9,9	0,12	11,1	6,1	39
7	11,1	0,12	12,4	7,4	48
8	12,4	0,12	13,9	8,9	57
9	13,9	0,12	15,5	10,5	68
10	15,5	0,12	17,4	12,4	80
11	17,4	0,12	19,5	14,5	93
12	19,5	0,12	21,8	16,8	108
13	21,8	0,12	24,4	19,4	125
14	24,4	0,12	27,4	22,4	144
15	27,4	0,12	30,7	25,7	165
16	30,7	0,12	34,3	29,3	189
17	34,3	0,12	38,4	33,4	216
18	38,4	0,12	43,1	38,1	246
19	43,1	0,12	48,2	43,2	279
20	48,2	0,12	54,0	49,0	316
Volume total d'alcali =					2274

(Cette feuille de calcul Excel est disponible sur le site : « calcul dose alcali et bicarbonates.xls »)

La somme des apports journaliers de substrat azoté, sur les 20 jours, donne un total de 2274 litres d'alcali à 20,5%.

D'après le tableau, on observe qu'après 20 jours d'apport d'alcali (soit un volume consommé de 2274 l), l'ensemencement en autotrophes a atteint une possibilité de traiter 49 kg d'azote ammoniacal en nitrates soit un facteur de variation de charge (49/5) de 9,8.

Durant cet apport d'alcali, un suivi poussé des nitrates formés en sortie de réacteur biologique (équivalent en biomasse autotrophe) et un suivi du résiduel en N-NH₄⁺ non nitrifié sont nécessaires. Ce dernier paramètre permet d'optimiser la dose d'alcali à injecter par jour et d'éviter une sur-consommation de réactifs.

4^{ème} question : **Quels sont les facteurs limitants de la nitrification ?**

Les biomasses responsables de la nitrification sont des bactéries autotrophes très sensibles à certains paramètres du milieu. Ainsi, les principaux facteurs à surveiller sont :

- le substrat (l'azote ammoniacal),

Les publications collectives – Traitement Biologique

- l'oxygène, avec des concentrations en O₂ dissous supérieures à 2 - 3 mg d'O₂/l dans le milieu, normalement compatibles avec les capacités d'aération existantes sur la station,
- le pH, avec une limitation de l'activité biologique à des pH inférieurs à 6,9 ; voire un blocage de cette activité à des pH inférieurs à 6,5,
- la quantité de carbone minéral (bactéries autotrophes) dont la concentration se mesure par les bicarbonates (en degré Français ou en mg HCO₃⁻).

5^{ème} question : Quelle quantité de bicarbonate de sodium faut il ajouter ?

Dans notre exemple, la quantité de bicarbonates des eaux usées en Basse Saison est de 35 °F ou 427 mg de HCO₃⁻/l (35 °F x 12,2 mg de HCO₃⁻) pour un volume à traiter de 100 m³/j ; soit un flux journalier de bicarbonates de 42,7 kg HCO₃⁻/l.

Nombre de jours	Flux de bicarbonates disponible naturellement à l'entrée de la station	Quantité d'azote nitrifié en basse saison	Quantité d'azote alcali nitrifié en basse saison	Flux d'azote total à nitrifier	Dose de bicarbonate de Na à apporter			
					Besoins en HCO ₃ ⁻	Besoins en HCO ₃ ⁻ complémentaires	Quantité de de bicarbonate à injecter	
jours	kg HCO ₃ ⁻ /j	kg N-NO ₃ ⁻ /j	kg de N oxydé/jour	kg de N /j	kg HCO ₃ ⁻ /j	kg HCO ₃ ⁻ /j	kg de poudre commerciale / j	
0 (Référence)	42,7	5	0,6	5,6	49	6	8	
1	42,7	5	1,3	6,3	55	12	17	
2	42,7	5	2,0	7,0	61	18	26	
3	42,7	5	2,9	7,9	68	26	36	
4	42,7	5	3,8	8,8	77	34	48	
5	42,7	5	4,9	9,9	86	43	61	
6	42,7	5	6,1	11,1	96	53	75	
7	42,7	5	7,4	12,4	108	65	91	
8	42,7	5	8,9	13,9	121	78	109	
9	42,7	5	10,5	15,5	135	92	130	
10	42,7	5	12,4	17,4	151	109	153	
11	42,7	5	14,5	19,5	169	127	178	
12	42,7	5	16,8	21,8	190	147	207	
13	42,7	5	19,4	24,4	213	170	239	
14	42,7	5	22,4	27,4	238	195	275	
15	42,7	5	25,7	30,7	267	224	315	
16	42,7	5	29,3	34,3	299	256	360	
17	42,7	5	33,4	38,4	335	292	410	
18	42,7	5	38,1	43,1	375	332	466	
19	42,7	5	43,2	48,2	420	377	530	
20	42,7	5	49,0	54,0	470	427	600	
Masse Totale :								3732

(cette feuille de calcul Excel est disponible sur le site : « calcul dose alcali et bicarbonates.xls »)

La somme des apports journaliers donne un total de 3732 kg de poudre commerciale de bicarbonate de sodium.

6^{ème} question: Quel est le coût de cet ensemencement artificiel ?

Le coût des produits est fonction de la localisation des dépôts et des quantités consommées.

A titre d'information, les prix évoqués ci-dessous sont des tarifs 2008 en hors taxe.

Coût d'un container de 800 l d'alcali : 450 €

Coût d'une tonne de bicarbonate de Sodium : 730 €

Dans notre exemple, l'ensemencement artificiel entraîne un coût total pour cette collectivité de :

$$(2274 \text{ litres d'alcali}/800 \times 450 \text{ €}) + (3,732 \text{ T de bicarbonate} \times 730 \text{ €}) = 4\,004 \text{ € HT}$$

Pour faire face à une variation de charge d'un facteur proche de 10, ce coût représente pour la collectivité :

20% du coût du poste réactifs utilisés sur l'ensemble de la station.

2 à 2,5 % du budget global d'exploitation (comprenant produits chimiques, temps passé, consommable analytique, etc....)

Annexe 1 : Fiche Alkali

Nom commercial : **Alkali**

Formule chimique : **NH₄OH** exprimé en NH₃

Masse molaire : 17 g par mole de NH₃ soit 82,4 % de N (14/17)

Autres caractéristiques :

Produit liquide, solution aqueuse de gaz ammoniac dissous

Pureté (% de gaz) : de **20 à 35 %** de gaz ammoniac dissous (NH₃ fonction du produit commercial)

Densité : variable selon la quantité de gaz : 0,92 (20 %) et 0,88 (35 %)

Attention : Précautions à prendre car ce produit est corrosif et très volatil : irritations des muqueuses oculaires et respiratoires, brûlures, etc..... masque et gants indispensables. (cf. Fiche de Données de Sécurité)

Exemple :

Calcul de la concentration d'azote injecté / litre de solution commerciale à 20,5 %
= 1 litre x 0,92 (densité) x **0,205** (% de produit) x 0,824 (% d'azote)
= 0,155 kg d'azote.

1 litre de solution commerciale à 20,5 % apporte 0,155 kg d'azote.

Ou

Calcul de la concentration d'azote injecté / litre de solution commerciale à 35 %
= 1 litre x 0,88 (densité) x **0,35** (% de produit) x 0,824 (% d'azote)
= 0,254 kg d'azote.

1 litre de solution commerciale à 35 % apporte 0,254 kg d'azote.

Annexe 2 : Fiche Bicarbonate de sodium.

Nom commercial : **Bicarbonate de sodium** ou **Hydrogénocarbonate de sodium**

Formule chimique : **NaHCO₃**

Masse molaire : 84 avec 72,62 % de HCO₃⁻

Autres caractéristiques :

Produit solide, en poudre

Pureté du produit : 98 %

Solubilité : 96 g pour 1 l à 20 °C

Cette substance n'est pas classée comme dangereuse au sens de la Directive 67/548/CEE.

Exemple :

On prépare une solution à 50 g de bicarbonate de Sodium du commerce /l.
(dilution d'un sac de 50 kg de NaHCO₃ dans 1m³).

Calcul de la concentration de HCO₃⁻ injecté / litre de solution préparée :

La concentration en HCO₃⁻/l de la solution injectée est de :

50 x 0,98 (98% de pureté) x 0,726 (on a 72,62 % de HCO₃⁻ /kg de produit pur)

ce qui donne une concentration de **35,58 g HCO₃⁻/l**.

ou 1 kg de produit commercial apporte 711,7 g de HCO₃⁻.

Annexe 3 : Fiche Méthanol

Nom commercial : **Méthanol**

Formule chimique : **CH₃OH**

Masse molaire : 34

Rapport : DCO soluble / méthanol : 1,5

Masse volumique : 0,8

Attention : Ce produit est très dangereux (cf. Vue d'Ensemble du Plan d'Urgence ci-après)

Calcul de la concentration en DCO soluble injecté / litre de méthanol :

$$1 \text{ litre} \times 0,8 \times 1,5 = 1.2 \text{ kg}$$

L'injection de 1 litre de méthanol apporte 1,2 kg de DCO soluble.

Vue d'Ensemble du Plan d'Urgence

Facilement inflammable. Toxique par inhalation, par contact avec la peau et par ingestion. Toxique : danger d'effets irréversibles très graves par inhalation, par contact avec la peau et par ingestion.

Effets Potentiels sur la Santé

- Yeux:** Risque de causer une sensibilisation douloureuse à la lumière. Le méthanol est un irritant oculaire bénin à modéré. L'inhalation, l'ingestion ou l'absorption de méthanol par la peau peuvent entraîner des perturbations importantes de la vue y compris la cécité.
- Peau:** Cause une irritation modérée de la peau. Risque d'être absorbé par la peau en quantités nocives. Le contact prolongé ou répété risque de causer un dégraissage cutané et une dermatite. Le méthanol peut être absorbé par la peau pour provoquer des effets systémiques dont des troubles de la vision.
- Ingestion:** En cas d'ingestion, risque d'être fatal ou de causer la cécité. Risque d'aspiration. Ne peut être rendu non toxique. Risque de causer une toxicité systémique accompagnée d'acidose. Risque de causer une dépression du système nerveux central caractérisée par une agitation et suivie des symptômes suivants : mal de tête, étourdissement, somnolence, nausée. La phase avancée risque de causer : collapsus. Peut affecter le système cardio-pulmonaire.
- Inhalation:** Le méthanol est toxique et peut très facilement former des concentrations de vapeur élevées à température ambiante. L'inhalation est la voie d'exposition professionnelle la plus courante. En premier lieu, le méthanol provoque une dépression du SNC avec incoordination. Une période sans symptômes évidents suit (en général 8-24 heures). Cette période de latence est suivie d'une acidose métabolique et d'effets graves sur la vision qui peuvent comprendre une réactivité réduite et/ou une augmentation de et/ou neigreuse ainsi que la cécité selon la sévérité de l'exposition et la rapidité des soins. Les survivants peuvent guérir complètement ou peuvent conserver une cécité permanente, des troubles de la vision et/ou des effets sur le système nerveux.
- Chronique:** Le contact cutané prolongé ou répété risque de causer une dermatite. Les expositions chroniques peuvent provoquer des effets semblables à ceux d'une exposition aiguë. Le corps élimine très lentement le méthanol. Par conséquent, il faut considérer le méthanol comme étant un poison cumulé..



Dysfonctionnements biologiques

- Démarrer une activité microscopie sur site. **2014, 7p.**
- Efficacité des principaux produits envisageables pour améliorer la décantabilité de la boue en cas de crise de foisonnement. **2010, 15p.**
- Carnet de chloration. **1998, 11p.**
- Dysfonctionnements biologiques dans les stations d'épuration en boues activées. **Actes du colloque POLLUTEC. Lyon 21 octobre 1994, 86p.**
- Les éléments les plus significatifs de la microfaune des boues activées. **Article de synthèse édité dans TSM numéro 9, septembre 1993, pp. 471-477.**
- Guide de lutte contre les mousses biologiques stables dans les stations d'épuration à boues activées. **Document technique FNDAE hors-série, 1993, 87p.**
- Guide technique sur le foisonnement des boues activées. **Document technique FNDAE n°8, 1990, 57p.**



Démarrer une activité microscopie sur site. 2014, 7p.

Démarrer une activité microscopie sur site

L'observation microscopique est un outil puissant qui permet d'anticiper un dysfonctionnement biologique et/ou d'en diagnostiquer les causes mais également d'orienter les stratégies d'exploitation et/ou les traitements curatifs.

La mise en place d'une activité microscopie sur site nécessite de s'équiper en conséquence. Un microscope, tout d'abord, mais aussi différents accessoires qui vont permettre de réaliser des observations dans de bonnes conditions. La présente fiche se veut un outil d'aide à la mise en place d'une telle activité, en abordant les aspects techniques, matériels et financiers d'une part, mais également les aspects pratiques.

1. Equipement nécessaire

1.1. Microscope

Pour réaliser l'observation microscopique des boues activées, il est indispensable d'utiliser un microscope à contraste de phase (fig. 1). Si l'on souhaite prendre des photos, il faut que le microscope soit trinoculaire, c'est-à-dire qu'il ait une sortie caméra/appareil photo. Le logiciel d'analyse d'images associé doit permettre de mesurer facilement la taille des micro-organismes observés car c'est un paramètre important dans l'identification de la microfaune et des bactéries filamenteuses.

Si l'on opte pour un microscope binoculaire, une réticulation dans l'un des deux oculaires doit permettre, grâce à une échelle de correspondance fonction de l'objectif utilisé, de déterminer la taille réelle de l'individu observé.

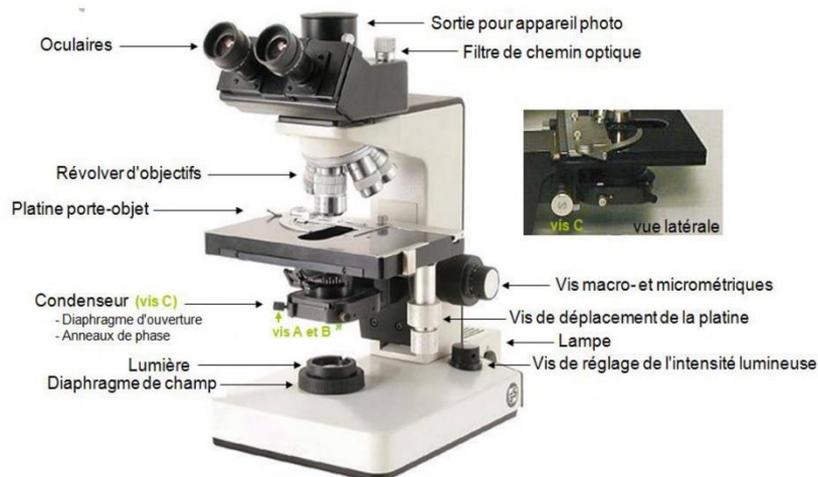


Figure 1 : Microscope trinoculaire à contraste de phase

Les publications collectives – Dysfonctionnements Biologiques

Les objectifs indispensables sont les x10, x40 et x100, les autres objectifs peuvent tout à fait être acquis si besoin dans un deuxième temps. Ne pas oublier de prévoir dans le budget alloué au microscope une maintenance, dont la fréquence est fonction des conditions d'utilisation de l'appareil.

Les quatre principaux fournisseurs sont Zeiss, Leica, Olympus, et Nikon. Des microscopes sont également disponibles chez des fournisseurs de matériel de laboratoire tels que Fisher, VWR ou Dominique Dutscher. Dans tous les cas et quelque soit les besoins, ne pas hésiter pas à faire jouer la concurrence.

1.2. Accessoires

Pour pouvoir observer à l'état frais un échantillon de boues au microscope, il faut déposer une goutte de boues sur une lame en verre transparente, puis la recouvrir d'une fine lamelle (fig. 2). Différentes tailles de lamelles sont disponibles, elles peuvent être carrées ou rectangulaires. Une lamelle de dimension 22x40 permet d'observer une surface suffisante d'échantillon.

Pour réaliser les colorations de Gram et de Neisser, nécessaires à l'identification des bactéries filamenteuses, les lames à 8 puits sont pratiques car elles permettent d'avoir sur une même lame les différentes colorations des boues et des mousses (fig. 2). Les lames colorées se conservent plusieurs mois à 4°C dans une boîte de rangement adaptée, on peut ainsi les observer à nouveau si nécessaire. Les lames et lamelles souillées doivent être stockées dans un container dédié avant élimination.



Figure 2 : Lames et lamelles pour l'observation microscopique

L'acquisition de petits flacons compte-gouttes simplifie grandement la réalisation des colorations, les solutions étant vendues dans des flacons de 250 à 500 ml. Les protocoles de coloration étant très rapides à réaliser, il est nécessaire d'avoir un minuteur avec secondes.

Les solvants utilisés dans les solutions de coloration sont plus ou moins toxiques selon les fournisseurs, il convient donc de lire avec attention la fiche de données de sécurité (FDS) associée à chaque réactif des kits de coloration, et de se protéger en conséquence (blouse, gants, lunettes de protection, signalisation des flacons par pictogrammes). Les conditions de stockage et d'évacuation particulières y sont également indiquées.

L'observation avec l'objectif x100 nécessite impérativement l'utilisation d'huile à immersion, qui permet d'augmenter la résolution de l'objectif.

Enfin, les objectifs doivent être nettoyés avec du papier optique exclusivement, afin d'éviter tout risque de rayure.

1.3. Entretien

Des conditions d'observation optimales impliquent une maintenance régulière du microscope avec notamment quelques réglages simples à vérifier, surtout si le microscope est amené à être déplacé.

- Centrage de l'éclairage (fig. 3.1)

- mettre au point une préparation avec l'objectif x10
- fermer le diaphragme de champ (fig. 1)
- centrer le point lumineux à l'aide des vis A et B (fig. 1)

- Réglage de Köhler (fig. 3.2)

- mettre au point une préparation avec l'objectif x10
- ouvrir au 1/3 - 1/2 le diaphragme de champ : obtention d'un polygone lumineux
- régler la netteté des bords du polygone en modifiant la hauteur du condenseur (vis C, fig. 1)
- ré-ouvrir le diaphragme de champ jusqu'au bord du champ visuel

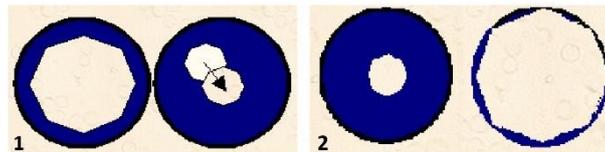


Figure 3 : Réglages à contrôler régulièrement : centrage de l'éclairage (1) et réglage de Köhler (2)

Source : www.agora.crosemont.qc.ca/urinesediments/docfr/doc_009.html

Le microscope est vendu avec une housse de protection, il est important de le protéger des poussières lorsqu'il n'est pas utilisé. Il faut également le placer sur une surface plane, sans autre appareil pouvant émettre des vibrations.

1.4. Coût

Le prix d'un microscope est très variable selon les besoins, le budget approximatif pour les accessoires est de 800 euros (tableau 1). En ce qui concerne la maintenance, le fournisseur du microscope dispose en général de différentes formules, ne pas hésiter là-aussi à faire jouer la concurrence, car il existe également des sociétés indépendantes qui peuvent réaliser ces prestations.

Les publications collectives – Dysfonctionnements Biologiques

Tableau 1 : Coût de la mise en place d'une activité microscopie

Equipements	Prix
Microscope	2 000 – 15 000 €
Huile à immersion	30 €
Lames	2 – 12 € / 50
Lamelles	40 € / 1000
Lames à puits	80 € / 100
Boîte de rangement	7 – 20 €
Papier optique	180 € / 625
Solution Gram	80 € / 500 mL
Solution Neisser	50 € / 100 mL
Flacons compte gouttes	25-45 € / 25
Minuteur	7 – 30 €
Micropipette	200 €
Cônes	30 € / 1000

2. Protocole à suivre

Quelques microlitres de boues suffisent pour réaliser une observation microscopique, il est donc essentiel qu'ils soient représentatifs des milliers de mètres cube de boues du bassin d'aération. Pour cela, plusieurs conditions sont à respecter.

2.1. Prélèvement et conservation des échantillons

Le prélèvement de boues se fait au niveau du bassin d'aération, après 15 min au moins d'aération/brassage et au niveau d'une zone correctement mélangée, afin que la boue du bassin soit homogène et garantisse ainsi la représentativité de l'échantillon prélevé. S'il y a des mousses en surface du bassin, il est impératif de ne pas les prélever avec l'échantillon de boues, pour cela l'idéal est d'utiliser une bouteille de prélèvement à clapets. Le volume à prélever est d'1 L dans une bouteille de 2 L (ou de 500 mL dans 1 L), afin de laisser de l'air pour la microfaune. L'échantillon de mousse doit être prélevé à part dans un petit flacon, quelques millilitres suffisent.

Pour une boue faible charge/aération prolongée, l'échantillon peut se conserver trois à quatre jours au réfrigérateur, le mieux étant bien sûr d'observer la boue le plus rapidement possible. Au-delà, certains micro-organismes peuvent se développer, et d'autres disparaître, la représentativité de l'échantillon n'est alors plus assurée.

La fréquence d'échantillonnage est généralement d'un prélèvement par âge de boues. La composition en micro-organismes des boues ne change pas du jour au lendemain, il est donc inutile en temps normal de faire une observation tous les jours. En revanche, lors d'un traitement curatif, une chloration par exemple, l'observation quotidienne des boues peut se révéler très efficace pour ajuster le dosage. On peut en effet constater l'efficacité du traitement en observant si les filaments sont abîmés et vérifier le bon état physiologique de la microfaune.

2.2. Observation microscopique

L'observation microscopique se fait en plusieurs étapes :

- 1^{ère} étape : observation à l'état frais

Une goutte de boues est prélevée à l'aide d'une pipette dont l'extrémité du cône est découpée afin de l'élargir et ainsi ne pas sélectionner les éléments à observer selon leur taille. L'observation se fait en contraste de phase, les organites intracellulaires et les contours des individus sont ainsi plus visibles (fig. 4). Il est conseillé d'observer au moins deux lames, et de procéder toujours de la même manière pour la lecture d'une lame : commencer en haut à gauche puis arriver à l'extrémité droite, descendre et lire de droite à gauche, et ainsi de suite jusqu'à arriver en bas de la lame, afin de balayer toute sa surface. Le grossissement global tient compte de celui des oculaires et de celui de l'objectif : le grossissement des oculaires étant en général de 10, lorsque l'on utilise l'objectif x10, le grossissement obtenu est donc de 100 (10x10).

La mise au point se fait à l'objectif x10, il est utile pour caractériser les floccs (structure, forme, taille), le liquide interstitiel (présence de bactéries libres, de bactéries filamenteuses, de spirochètes, de débris divers) et la microfaune (espèces présentes, quantité, état physiologique) (voir [photothèque](#)). Les objectifs x20 et x40 peuvent se révéler utiles pour identifier plus précisément les espèces présentes. Ensuite, une première identification des bactéries filamenteuses est réalisée avec l'objectif x100 (granules de soufre intracellulaires, forme des cellules, mobilité du filament).

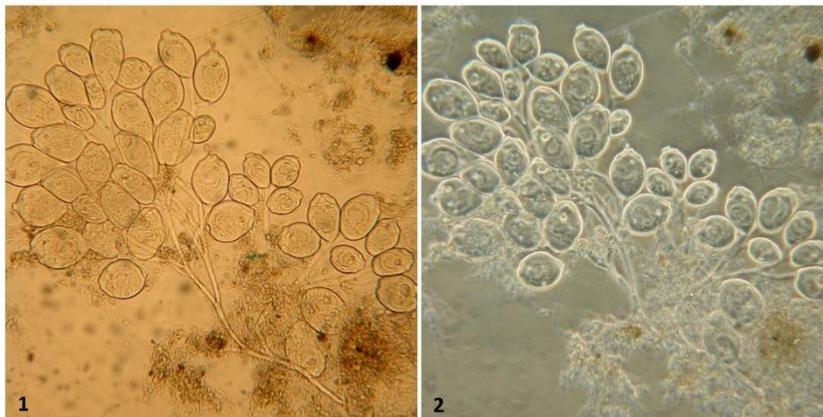


Figure 4 : Différents modes d'observation : lumière directe (1) et contraste de phase (2) (objectif x10)

- 2^{ème} étape : observation des colorations de Gram et Neisser

L'idéal est de déposer toujours le même volume d'échantillon (10 µl environ) sur chaque puits, afin de pouvoir comparer les colorations entre elles. Après séchage à température ambiante, les colorations de Gram et de Neisser sont réalisées en suivant le protocole du fournisseur choisi. L'observation se fait en lumière directe, avec l'objectif x100 (fig. 5).

Les publications collectives – Dysfonctionnements Biologiques

L'identification des bactéries filamenteuses présentes se fait par l'observation de leurs réponses aux colorations et l'étude de leur morphologie, *via* l'utilisation de clés d'identification (cf. [FNDAE N°33](#)).

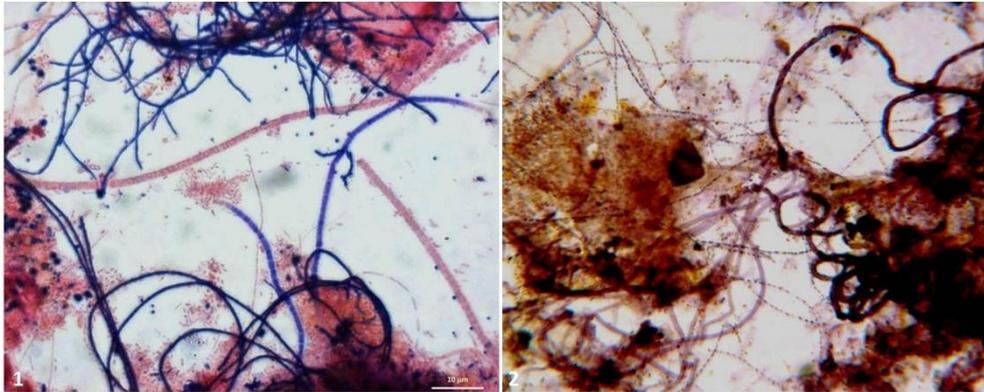


Figure 5 : Colorations de Gram (1) et de Neisser (2) de boues activées (objectif x100)

- 3^{ème} étape : réalisation de colorations complémentaires si nécessaire

- sulfite de sodium : mise en évidence des granules de soufre intracellulaires

Elle permet de mettre en évidence les granules de soufre intracellulaires de certaines bactéries filamenteuses, pas toujours visibles à l'état frais. Pour cela, il suffit de réaliser une solution à 1 g/L de sulfite de sodium et de la mélanger dans un tube avec de la boue (volume à volume, 0.5 mL suffisent), de laisser agir 15 minutes au noir puis d'observer (objectif x100, contraste de phase) (fig. 6.1).

- encre de Chine : mise en évidence de la production de mucilage (EPS : exopolysaccharides)

Elle permet de mettre en évidence une surproduction de mucilage par les bactéries du floc. L'encre de Chine va colorer le liquide interstitiel mais toutes les substances hydrophobes (donc les EPS) ne prendront pas la coloration et resteront blanches (objectif x10, lumière directe) (fig. 6.2).

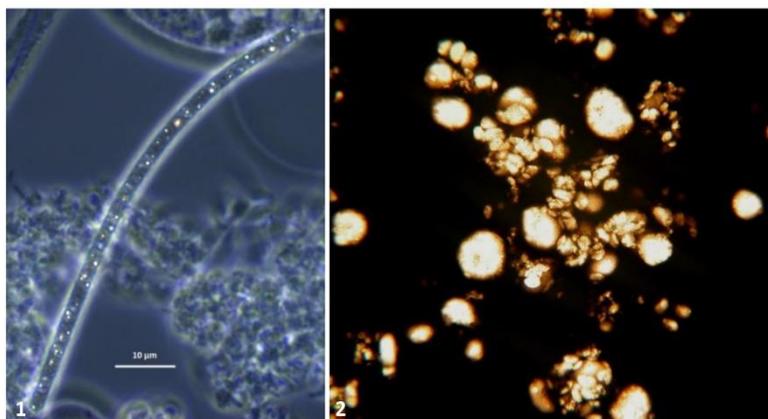


Figure 6 : Colorations complémentaires : sulfite de sodium (1) et encre de Chine (2)

Les publications collectives – Dysfonctionnements Biologiques

[Pour aller plus loin](#)

A l'achat

- En français

- Canler, J-P. *et al.* (1999) Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des boues activées, Cemagref éditions.
- Vedry, B. (1996) Les biomasses épuratrices, AESN
- Drakides, C., (1994) μ -F Diagnostic, Creufop

- En anglais

- Eikelboom, D. H. (2000) Process control of activated sludge plants by microscopic investigation, IWA publishing.
- Jenkins, D., *et al.* (2004) Manual on the causes and control of activated sludge bulking, foaming, and other solids separation problems, 3rd edition, CRC Press.
- Seviour, R. and Nielsen, P. H. (2010) Microbial ecology of activated sludge, IWA publishing

[Téléchargeable gratuitement \(http://gisbiostep.irstea.fr/\)](http://gisbiostep.irstea.fr/)

- GIS BioSTEP. (2004) Dysfonctionnements biologiques des stations d'épuration: origines et solutions, FNDAE N°33.
- Duchène, P., Pujol, R. (1993) Guide de lutte contre les mousses biologiques stables dans les stations d'épuration à boues activées, FNDAE hors série.
- Pujol, R. (1990) Guide technique sur le foisonnement des boues activées, FNDAE N°8.

Formations et Newsletter

<http://www.oieau.org/cnfme/catalogues/EAU-2014/>

<http://www.environmentalleverage.com/>

<http://www.irsa.cnr.it/Docs/Archivio/25SludgeCourse.pdf>



Efficacité des principaux produits envisageables pour améliorer la décantabilité de la boue en cas de crise de foisonnement. 2010, 15p.

EFFICACITE DES PRINCIPAUX PRODUITS ENVISAGEABLES POUR AMELIORER LA DECANTABILITE DE LA BOUE EN CAS DE CRISE AIGUE DE FOISSONNEMENT.

Jean-Pierre CANLER ^{*1} – Lionel JULIEN ^{*2}

*1: Cemagref de Lyon, Equipe Traitement des Eaux Résiduaires, Unité de Recherche MAEP, 3 bis quai Chauveau, CP 220, 69336 Lyon Cedex 09 Tél : 04 72 20 87 87 Fax : 04 78 47 78 75

E-mail : jean-pierre.canler@cemagref.fr

*2: Ex étudiant de l'Essigec de Chambéry.

I - CONTEXTE

En raison des normes de rejet fixées par la Loi sur l'eau, la plupart des stations d'épuration de l'hexagone passent par une voie biologique pour traiter les effluents aussi bien urbains qu'industriels. L'efficacité de ce procédé, basé sur la capacité des microorganismes (essentiellement des bactéries) à assimiler une pollution organique dissoute, est majoritairement dépendante d'une seconde étape de traitement: la séparation solide-liquide dans un clarificateur (séparation de la biomasse formée de l'effluent traité).

En France, environ 25 % des stations d'épuration rencontrent des problèmes récurrents de foissonnements filamenteux des boues, entraînant de sévères dysfonctionnements au sein des unités épuratrices. En effet, la présence de bactéries filamenteuses au sein du floc biologique pénalise fortement l'étape de clarification (volume occupé important par gramme de boue), entraînant une diminution de la vitesse de décantation ainsi qu'une plus faible compressibilité de la boue. La détérioration conjointe de ces deux paramètres accentue le risque de pertes de boues et par conséquent le non-respect des niveaux de rejet de la réglementation en vigueur pouvant atteindre rapidement les valeurs réductrices concernant notamment la concentration des matières en suspension de l'eau clarifiée, d'où une augmentation de la DCO et de la DBO₅.

Des solutions préventives et curatives efficaces pour remédier à ce problème existent (chloration, zone de contact, réglage des paramètres de la station) mais elles présentent l'inconvénient majeur d'avoir un temps de réponse au minimum de quelques jours. Dans certains cas, ce délai est trop important et une réponse plus rapide par l'augmentation de la vitesse de sédimentation de la boue est recherchée.

L'ajout de substances dites lestantes pour "alourdir" le floc permet une augmentation de sa vitesse de décantation (sédimentation). Cet apport apparaît être une solution efficace et présente aussi l'avantage majeur d'avoir un temps de réponse quasi immédiat. C'est pourquoi, depuis quelques années, différents produits (minéraux ou organiques) dont les propriétés demandées sont leur adsorption rapide sur le floc biologique commencent à être utilisés en tant que lestants. Néanmoins, ces ajouts de substances au sein du floc ne doivent ni modifier les fonctions épuratrices de la station (vitesse d'assimilation), ni détériorer la qualité de la boue ainsi que ses équipements. En outre, l'utilisation d'agents de lestage pour limiter les pertes de boue est à entreprendre sur de courtes périodes car elle engendre des contraintes supplémentaires en terme de temps d'exploitation et de coût. Cette courte période de traitement doit permettre d'identifier ou de mieux comprendre les

origines du problème et d'en supprimer l'effet, d'optimiser les réglages d'exploitation et de mettre en place des techniques dites curatives moins coûteuses mais d'effet à plus long terme.

Cet article précisera l'efficacité des différents produits disponibles sur le marché suite à des essais comparatifs en laboratoire. Les résultats obtenus ont permis de réaliser par la suite des essais en grandeur réelles sur station d'épuration.

II - RAPPELS DES PRINCIPALES PROPRIETES DES FLOCS BIOLOGIQUES

Le principe du traitement biologique correspond à une transformation de la pollution en biomasse. A partir du substrat apporté (eaux usées à traiter), de nouvelles bactéries se développent dont le degré de floculation sera fonction du domaine de charge de l'installation. Ce floc biologique ainsi formé permet d'augmenter la vitesse de sédimentation de la biomasse et facilite sa séparation dans l'ouvrage appelé clarificateur ou décanteur secondaire. Cette séparation du floc de l'effluent traité est fonction principalement de la résultante entre la vitesse de sédimentation du floc et la vitesse ascensionnelle dans l'ouvrage.

II.1. Floc biologique et ses types de croissance

La structure d'un floc biologique et sa formation résultent principalement d'interactions physico-chimiques (forces de répulsion de type électrostatique et des forces d'attraction de type Van der Waals) entre les microorganismes, les particules inorganiques apportées avec les effluents à traiter (action de certains cations), et les polymères exo-cellulaires formés par la biomasse. Le floc biologique est chargé négativement et sa taille est variable suivant la charge massique appliquée au réacteur (production plus ou moins importante d'exo-polymères participant à l'adhésion des bactéries entre elles et donc à la formation du floc). Sa granulométrie peut varier d'une dizaine à plus de 500 microns et il est composé de sous-unités de 10 à 50 microns appelées micro-colonies.

La croissance biologique recherchée pour les procédés boues activées est de type floculé (floc biologique composé principalement de bactéries floculées). A certaines périodes de l'année, le type de croissance dit filamentueux, habituellement toujours présent mais en faible proportion peut devenir majoritaire et entraîner un dysfonctionnement biologique (Cf. Document technique FNDAE N°33). Ce type de croissance intervient principalement sur deux paramètres : la vitesse de sédimentation qui est diminuée et le volume occupé par gramme de boue qui est augmenté (notion d'Indice de boue), ce qui pénalise rapidement l'ouvrage de décantation.

II.2. Rappels : vitesse de sédimentation et vitesse ascensionnelle limite

De nombreux auteurs ont mis en équation la vitesse de sédimentation d'un floc biologique. Les principaux paramètres retenus sont : la concentration de la boue et son aptitude à décanter (selon les auteurs, on utilise l'Indice de Mohlman, l'indice de boue,....) mesurée après un temps donné de 30 minutes en éprouvette. Ce test intègre bien la vitesse de sédimentation car il mesure le volume occupé par gramme de boue après 30 minutes de décantation.

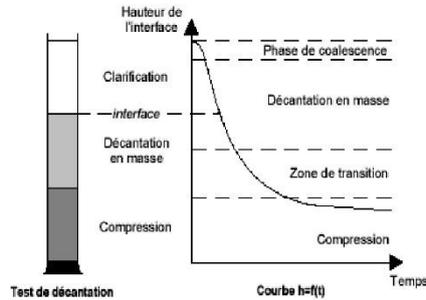
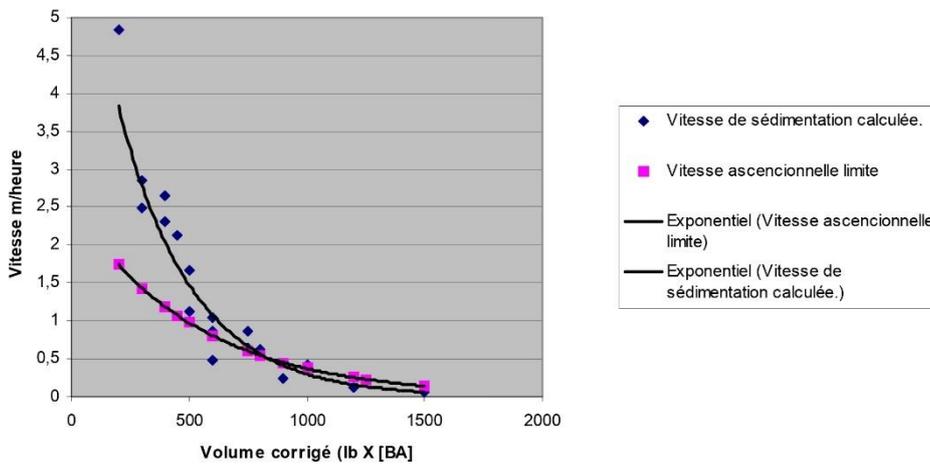


Figure 1. Evolution de la hauteur de l'interface eau / boue en fonction du temps de décantation

La vitesse ascensionnelle limite d'un clarificateur a été obtenue à partir de mesures sur sites et une relation décroissante de cette vitesse a été établie en fonction de deux paramètres : les MES et l'Indice de boue dont le produit est appelé volume corrigé (VC, en ml par litre). L'équation de cette vitesse ascensionnelle limite en fonction du volume corrigé est la suivante :

$$V_{asc. \text{ limite}} \text{ en } m^3/m^2 \text{ d'ouvrage utile et par heure} = 2,56 e^{(-0,00193 \times VC)}$$

D'une façon simplifiée, la perte de boue est observée lorsque la vitesse ascensionnelle est supérieure à la vitesse de sédimentation. Sur la graphique 1 suivant, la courbe de référence de la vitesse ascensionnelle a été superposée à celle de la vitesse de sédimentation calculée à partir de la formule de Pitmann.



Graphique 1. Relation entre la vitesse de sédimentation calculée et la vitesse ascensionnelle limite en fonction du volume corrigé.

Les publications collectives – Dysfonctionnements Biologiques

On observe, pour des volumes corrigés supérieurs à 500 ml/l, une bonne adéquation entre les deux vitesses. Les valeurs inférieures correspondent à la gamme où les volumes corrigés sont rarement observés pour des installations confrontées à des dysfonctionnements biologiques, à la gamme des faibles charges ou aération prolongée, domaine de charge le plus fréquent en raison des niveaux de rejet demandés.

III - MATERIELS ET METHODES

III.1 Matériels

Pour améliorer la vitesse de sédimentation d'un floc biologique, l'ajout de produits est envisageable et on note une quantité importante de produits disponibles sur le marché permettant d'améliorer la décantabilité des boues. Ces produits sont classés en 3 catégories : les produits minéraux (dits lestants), les coagulants et les floculants.

Les lestants

Ce sont des produits naturels solides, caractérisés par des masses volumiques supérieures à 1 kg/litre d'où un alourdissement du floc lors de leur utilisation. Ils doivent avoir des propriétés de surface de type hydrophobe pour faciliter leur adhésion aux floccs biologiques et éviter ainsi leur accumulation dans l'eau interstitielle ce qui pourrait pénaliser le rejet en terme de MES (particules fines) et de turbidité (coloration de l'effluent). De plus, ils ne doivent pas pénaliser l'activité biologique de l'installation ainsi que les équipements par des phénomènes d'abrasion et/ou de dépôts.

La chaux n'a pas été retenue dans le cadre de cette étude car le lestage du floc nécessite des doses importantes qui entraîneront une forte élévation du pH du milieu, préjudiciable à l'activité biologique.

Les coagulants

Ce sont des produits le plus souvent liquides qui neutralisent les charges électriques des fractions colloïdales et améliorent la coalescence (agglomération) des particules entre elles et donc la vitesse de sédimentation.

Les floculants

Ils ne sont pas testés car ils possèdent le plus souvent un très haut poids moléculaire avec une forte porosité. Les floccs obtenus avec ces produits sont énormes et peu denses, et ne permettent pas toujours d'obtenir un gain sur les vitesses de sédimentation.

Les publications collectives – Dysfonctionnements Biologiques

Tableau I. Synthèse des différents produits retenus pour l'étude

Type de produit		Composition	Nom Commercial
Lestants	Apatite	Phosphate basique de calcium	
	Bauxite	Oxyde d'aluminium hydraté (de 40 à 60 %), silice et oxyde de fer.	
	Bentonite	Composition très variable, constitué principalement de feuillets de silice et d'oxyde de fer.	Imperzol
	Carbonate de calcium		Mikhart SPL Lestofloc
	Charbon actif (CAP)	Issu des matières carbonées d'origine végétale après traitement thermique.	MV 118 C
	Talc	Silicate de magnésium	Aquatal T
	Cendres	Composition très variable fonction de la matière première incinérée : charbon, boues de stations d'épuration.	Spilest : combustion de charbon pulvérisé Cendres de boues (CPB)
	Supports micro poreux associés à des oligo-éléments.	Non précisé par le vendeur	Biolen PE 1547
Coagulants	minéraux	Chlorure d'aluminium, Sulfate d'alumine, Chlorure ferrique.	Gamaflow CCL 300 Kemwater PAX 18
	organiques	Polymères aux caractéristiques très variables en poids moléculaire, en densité de charges élevée et en ionicité	Gamaflow CCL 610 Flobeads DB 45 VMH Flobeads DB 45 SSH Floquat FL 2949 Floquat FL 4540
	Mixte (minéral et organique)		Gamaflow CCL

Cette liste n'est pas exhaustive et certains exploitants ont utilisé d'autres produits avec des résultats positifs sur la décantabilité en intervenant sur le pouvoir lestant du matériau.

Lestants	Kaolinite	Silicates d'Aluminium	Résidus de l'exploitation du kaolin.
----------	-----------	-----------------------	--------------------------------------

Ce produit a les caractéristiques suivantes non vérifiées à l'occasion de cette étude :

Taille effective se situe entre 50 et 70 μm avec un coefficient d'uniformité < 2 .

Ce produit n'a pas été retenu lors de cette étude car il a été identifié après nos essais.

III.2 Méthodes

Les expérimentations ont été menées sur 2 types de boues issues d'installations traitant majoritairement des effluents domestiques et fonctionnant dans le domaine de l'aération prolongée. Leurs principales caractéristiques sont résumées dans le tableau II.

Tableau II. Caractéristiques des différentes boues étudiées

Paramètres	Bonne aptitude à la décantation.	Mauvaise aptitude à la décantation.
MES	4,00 g/l	2,78 g/l
% de MVS	69 % soit 2,76 g de MVS/l	73 % soit 2,03 g de MVS/l
Indice de boue	120 ml / g de MES	310 ml / g de MES
Vitesse de sédimentation	2,52 m/h	0,3 m/h

Ces deux boues se différencient par leur indice de boue avec :

- une installation présentant une bonne aptitude à la décantation (bon indice de boue) qui s'explique, en dehors des bons paramètres de fonctionnement de la station et de la qualité des eaux à traiter, par l'adjonction de chlorure ferrique pour respecter les niveaux de rejet demandés sur le phosphore.
- La seconde installation présentant une mauvaise aptitude de la boue à la décantation (IB de 310 ml/g).

D'un point de vue méthodologique, différents paramètres ou tests ont été retenus pour étudier l'efficacité des produits :

✓ Effet sur l'indice de boue :

L'indice de boue évalue l'aptitude de la boue à décanter et correspond à la mesure du volume décanté de la boue dans une éprouvette d'un litre après 30 minutes de sédimentation. Ce test est interprétable uniquement si le volume décanté au moment de la lecture est inférieur à 300 ml, sinon la mesure devra être renouvelée avec une dilution de la boue par de l'eau de sortie. Le volume décanté est ramené au gramme de MES dans l'éprouvette, on parlera :

- d'IB initial - le calcul est effectué à partir des MES des boues sans prise en compte des ajouts.
- d'IB mesuré - avec prise en compte des ajouts (MES des boues + MES du lestant).

✓ Effet sur la vitesse de sédimentation :

A partir de mesures sur des colonnes de 2 m de haut et 0,19 m de diamètre emplies de boues, la vitesse de sédimentation maximale est obtenue à partir de la représentation graphique de l'évolution de la hauteur de l'interface boue-surnageant (appelée voile de boue) en fonction du temps. La pente la plus importante correspond à la vitesse de sédimentation maximale.

Le volume décanté final obtenu permet aussi d'aborder le facteur d'épaississement de la boue (limite de compressibilité de la boue à 30 minutes), correspondant au ratio de la concentration de la boue épaissie sur la concentration initiale de la boue.

✓ Influence sur la qualité de l'eau surnageante (eau clarifiée) et sur les boues.

Lors de l'ajout des produits, leur adsorption avec le floc n'est pas totale et peut augmenter la turbidité de l'effluent de sortie et donc les MES du rejet. Des essais en jar-tests avec des proportions différentes de produits appliqués sur la boue ont permis d'approcher cette capacité d'adsorption. Une agitation rapide pendant 6 minutes à 250 tours / minute suivie d'une agitation lente (40 tours / minute) durant 10 autres minutes a permis d'apprécier la qualité du surnageant par

Les publications collectives – Dysfonctionnements Biologiques

la mesure de la turbidité après une phase de repos, associée à un bilan MES avec la mesure du pourcentage de répartition dans le floc et dans le liquide interstitiel.

✓ Influence des produits sur l'installation en terme d'abrasion et de dépôts.

Ce point est difficilement quantifiable lors de cette phase expérimentale et ne pourra se faire qu'à partir des retours d'expérience qui, à ce jour, sont insuffisants pour certains lestants.

IV - RESULTATS

Nous présenterons dans cette partie uniquement les principaux résultats obtenus lors des expérimentations menées en laboratoire.

IV.1. Sur les lestants

• Tests préalables: Granulométrie et capacité à adhérer aux floes.

La mesure granulométrique de chaque lestant a été effectuée et leur courbe granulométrique a permis d'obtenir des informations sur 2 paramètres clés :

- le coefficient d'uniformité (CU) : il représente l'homogénéité du produit en terme de taille, et correspond au rapport des tailles correspondant à 60% et 10% de la courbe granulométrique. On considère que le milieu est uniforme au sens granulométrique pour des valeurs de CU < à 2.
- Et la taille moyenne qui correspond au pourcentage 50 de la courbe granulométrique.

Tableau III. Caractéristiques granulométriques des lestants retenus

	Granulométrie et Coefficient d'Uniformité (CU)		
	Fine ($dp_{50} < 7 \mu\text{m}$)	Moyenne ($7 \mu\text{m} < dp_{50} < 20 \mu\text{m}$)	Grossière ($dp_{50} > 30 \mu\text{m}$)
Produits	Apatite (CU=8) Bauxite (CU= 13) Bentonite (CU= 4)	Aquatal [®] (CU=4) CPB (CU= 12) Spilest [®] (CU=9) Lestofloc(CU=10) Mikhart [®] (CU=16)	Biolen (CU=10)

L'affinité à être adsorbé dans le floc sera approchée par mesure du lestant dans l'eau interstitielle ou au fond du bûcher. Les résultats ont montré une forte affinité des produits avec le floc biologique à l'exception de 2 substances : le Biolen dont une fraction importante (de l'ordre de 24 %) se retrouve non adsorbée et en fond de bûcher et la bentonite avec une fraction élevée dans le surnageant. Ces résultats sont en étroite relation avec leur granulométrie, avec des risques de dépôts pour les éléments grossiers et des risques de turbidité pour les particules classées fines.

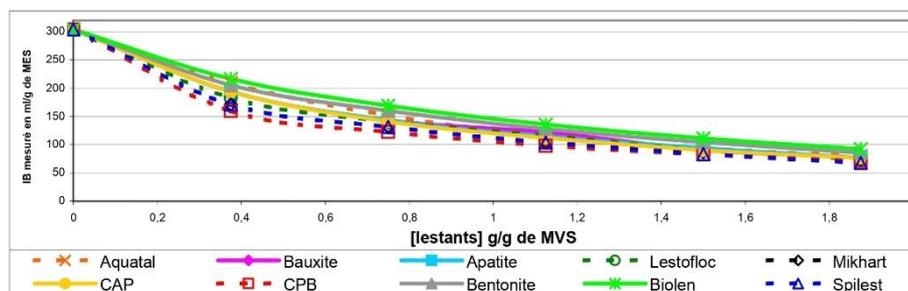
• Influence des produits sur la boue filamenteuse

Sur l'Indice de boue mesuré :

De nombreux essais ont été effectués pour chaque produit en appliquant différentes doses, allant de 0,4 g de produits par g de MVS de la boue à 1,8. A titre d'exemple, nous représentons ici les résultats obtenus pour la boue filamenteuse mais ceux-ci sont similaires pour la boue saine. La représentation graphique du résultat de l'indice de boue pour différentes doses est la suivante :

Les publications collectives – Dysfonctionnements Biologiques

Boue filamenteuse :



Graphique 2 : Relation entre l'Indice de boue mesuré et différentes lestants et doses appliquées

Au niveau efficacité, le meilleur compromis se situe à des doses de l'ordre de 0,7 g de produit / g de MVS.

Les gains en pourcentage par rapport au témoin (sans lestant) sur l'Indice de boue et sur la vitesse ascensionnelle abordée par le volume corrigé sont les suivants :

Tableau IV. Pourcentage de gain sur l'Indice de boue et sur la vitesse ascensionnelle pour les 2 boues et pour une même dose appliquée.

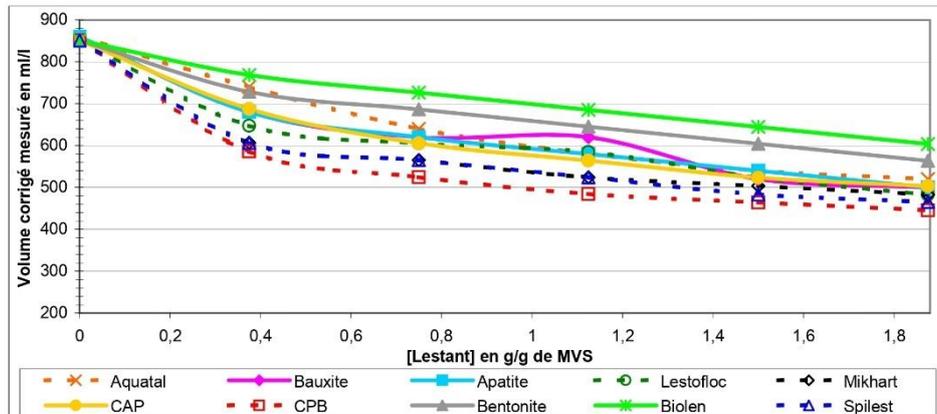
Dose de lestant : 0,74 g de produit / g de MVS				
Produits testés	Boue normale		Boue filamenteuse	
	Gain sur l'IB en % (Classement)	Gain sur la vitesse ascensionnelle en %	Gain sur l'IB en % (Classement)	Gain sur la vitesse ascensionnelle en % (Classement)
Apatite	39 (6)	12	53 (4)	57
Aquatal[®]	46 (4)	19	52 (5)	51
Bauxite	49 (1er)	23	53 (4)	57
Bentonite	37 (7)	7	47 (6)	38
Biolen	39 (6)	12	44 (7)	28
CAP	42 (5)	14	54 (3)	62 (3)
CPB	47 (3)	21	60 (1)	89 (1)
Lestofloc	46 (4)	19	54 (3)	62
Mikhart[®]	48 (2)	21	57 (2)	75 (2)
Spilest[®]	47 (3)	21	57 (2)	75 (2)

Les résultats obtenus sur les vitesses de sédimentation ne sont pas présentés car le gain obtenu sur ce paramètre est proche de celui obtenu sur l'indice de boue, ce qui précise que l'effet d'échelle (éprouvette et colonne) n'a pas modifié de façon significative les résultats.

Sur le volume corrigé :

Les résultats du graphique ci dessous montrent un effet positif sur le volume corrigé mais avec un comportement différent selon les produits et un degré d'efficacité plus élevé pour les essais sur la boue filamenteuse (gain de 28% à 89 %).

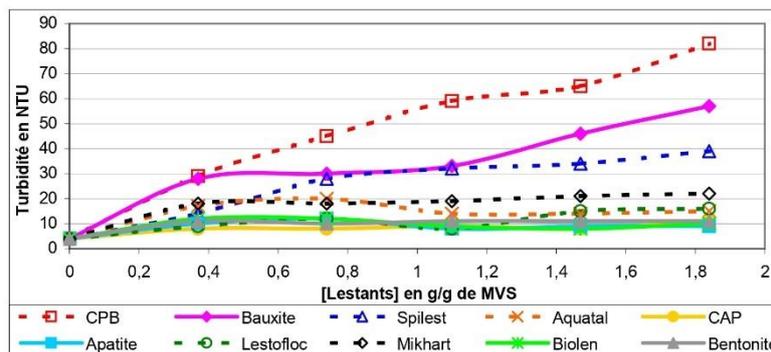
Les publications collectives – Dysfonctionnements Biologiques



Graphique 3. Relation du volume corrigé en fonction des différents lestants étudiés et pour différentes doses appliquées

Les trois produits les plus efficaces sont les cendres, le Spilest® et le Mikhart® en raison de leurs caractéristiques physiques (masse volumique élevée).

La qualité du surnageant a été suivie et a révélé les résultats suivants :



Graphique 4. Relation de la turbidité en fonction des différents lestants étudiés et pour différentes doses appliquées

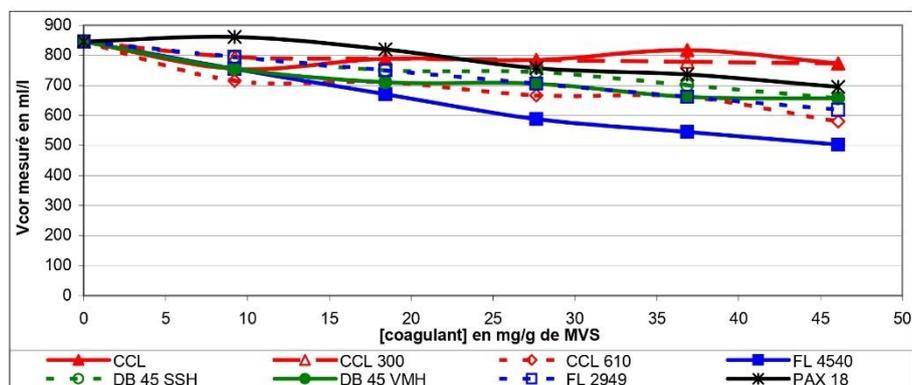
Cette représentation montre que certains produits entraînent une dégradation de la qualité du surnageant, en particulier les éléments fins (bauxite) et les cendres (CPB) liées à une fraction importante d'éléments fins (CU = 12).

IV. 2. Sur les coagulants

Influence des coagulants seuls sur la boue filamenteuse

Les résultats ont montré que tous les coagulants testés avaient un impact positif sur la décantabilité de la boue et donc sur les vitesses de sédimentation. L'amélioration de cet impact en fonction des doses appliquées donne l'information suivante, illustrée par le graphique 5.

Les publications collectives – Dysfonctionnements Biologiques



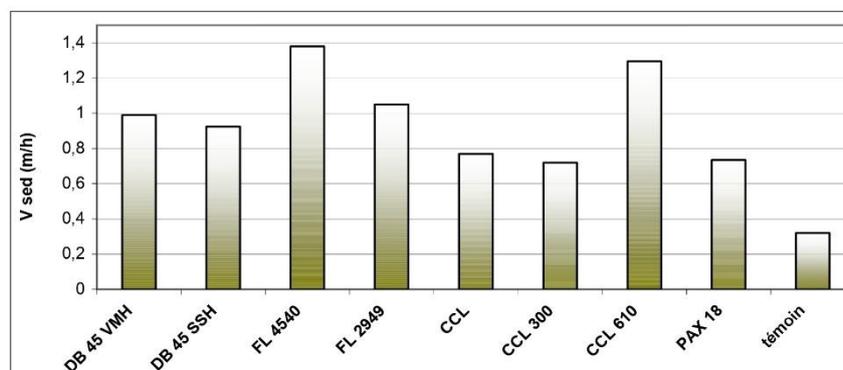
Graphique 5. Relation du Volume corrigé en fonction des différents coagulants étudiés et pour différentes doses appliquées

Pour certains produits, les meilleurs résultats ont été obtenus avec des doses appliquées relativement élevées, avec un taux de traitement de l'ordre de 40 mg de coagulant / g de MVS (soit une dose de 110 mg de coagulant/ litre de boue). Pour deux produits (CCL 300 et CCL) aux résultats faibles, on observe aucun gain supplémentaire au delà d'un taux de traitement de 8 mg de produit /g de MVS. La synthèse des résultats obtenus pour un taux de traitement de 46 mg de produit/g de MVS est la suivante:

Tableau V. Pourcentage de gain sur la vitesse ascensionnelle pour une boue donnée et une même dose appliquée.

Dose de coagulant : 40 mg/g de MVS (valeur élevée)				
	Produits	V _{cor.} mesuré en ml/l	V _{asc. lim.} en m/h	Gain en %
Produits efficaces	FL 4540	502	0,97	94
	CCL 610	580	0,84	67
	FL 2949	618	0,78	55
	DB 45 SSH	657	0,72	44
	DB 45 VMH	657	0,72	44
Produits peu efficaces	PAX 18	695	0,67	34
	CCL	773	0,58	15
	CCL 300	773	0,58	15
	Boue témoin	846	0,50	-

Nous avons voulu vérifier le gain en terme de vitesse de sédimentation et pour des doses moindres de l'ordre de 18 mg de coagulant / g de MVS (soit une dose de 50 mg /litre de boue), les résultats obtenus confirment ceux obtenus précédemment:



Graphique 6. Vitesse de sédimentation de la boue pour un ajout de 18 mg/g de MVS et pour différents coagulants testés.

IV.3. Sur la combinaison des 2 produits : Lestants et coagulant

Au vu des résultats précédents, on note des substances plus efficaces que d'autres, et on retiendra les produits suivants :

Les lestants retenus sont :

- Le Mikhart®
- Le Spilest®
- Les cendres de Boues (CPB)

Les coagulants retenus sont :

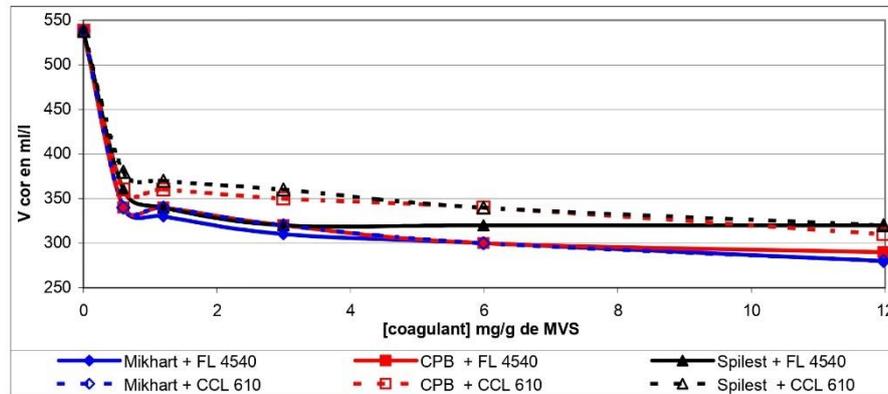
- Le FLOQUAT™ FL 4540
- Le CCL 610

L'utilisation conjuguée d'un lestant et d'un coagulant se fera donc selon le protocole suivant :

- Ajout de lestant à une dose de 1 g/g de MVS (amélioration de l'IB_{mesuré} d'environ 60 %).
- Ajout de coagulants à diverses concentrations.

Influence des produits lestants associés aux coagulants sur la boue filamenteuse

De nombreux essais pour différentes concentrations ont été menés afin d'étudier l'impact de chaque produit sur l'indice de boue, sur le volume corrigé, sur la vitesse de sédimentation, sur le facteur d'épaississement et ses conséquences sur la turbidité et le pH des effluents de sortie. Nous vous présentons uniquement l'évolution du volume corrigé en fonction de la dose de coagulant appliqué avec un apport constant de lestant fixé à 1 g de lestants / g de MVS.



Graphique 7. Evolution des volumes corrigés lors d'ajouts croissants en coagulant et constants en lestant (1 g/g de MVS).

Suite aux différents essais et compte tenu du coût des produits testés, l'utilisation d'un agent de lestage associé à un coagulant apparaît être la solution la plus efficace pour favoriser la décantation d'une boue filamenteuse. Les actions des différents lestants et coagulants testés sont proches, mais le Mikhart® et le FL 4540 apportent les meilleurs résultats sur cette boue filamenteuse. Néanmoins, l'action cumulée des deux agents pose un problème au niveau de la compressibilité de la boue puisque l'ajout de lestant à 1g/g de MVS cumulé à l'ajout de coagulant à faible dose (doses inférieures à 10 mg/g de MVS) fait diminuer le facteur d'épaississement de la boue jusqu'à 30 %. Par contre, l'ajout de coagulant diminue la turbidité de sortie observée avec les cendres de boue.

V - DISCUSSION ET SYNTHESE

Sur l'ensemble des essais menés, les produits dits lestants se sont avérés intéressants à l'exception de la chaux qui modifie fortement le pH du milieu et aura des conséquences importantes sur l'activité biologique en raison des doses appliquées.

Dans le choix définitif des produits à utiliser, il conviendra d'étudier les différents gisements disponibles à proximité de la station à traiter car le coût du transport a une incidence financière non négligeable sur le coût du traitement. Dans tous les cas, nous avons observé que la granulométrie des produits testés était un paramètre majeur car les extrêmes avaient des conséquences importantes sur la filière de traitement. Les produits de faible granulométrie risquent d'entraîner une turbidité élevée en sortie, révélateur d'un taux de capture dans le floc insuffisant. Pour des granulométries plus grossières, on note un risque élevé de retrouver le produit en fond d'ouvrage, d'où une inefficacité du produit dans le lestage du floc, avec à terme un risque de dépôts préjudiciable au traitement en raison du risque de colmatage des rampes d'air process dans le cas d'insufflation et des zones d'anaérobie.

On retiendra principalement comme produits : les carbonates de calcium (noms commerciaux : Lestofloc et Mikhart® SPL), le talc (Aquatal®) et les cendres. Les autres produits recensés ne sont pas retenus en raison d'un gisement trop éloigné (à l'étranger pour l'apatite), d'une granulométrie non adaptée (cas de la bauxite), d'un coût d'achat trop élevé (cas du charbon actif) ou de préparation plus complexe (cas de la bentonite qui nécessite un mouillage préalable).

Dans le cas de l'utilisation de cendres issues des centres d'incinération ou celles issues de centrale thermique à charbon (cendres volantes de silico-alumineuse de charbon pulvérisé), il conviendra de vérifier la teneur en éléments traces métalliques pour ne pas pénaliser la filière boue dans le cas où

Les publications collectives – Dysfonctionnements Biologiques

leur valorisation agricole est retenue. Pour information, les résultats obtenus sur les cendres testées sont les suivants :

Tableau VI. Analyses des éléments traces dans le Spilest® et dans la cendre d'un centre d'incinération des boues et valeurs limites autorisées des éléments-traces d'après l'arrêté du 08/01/98.

Eléments	Spilest®	Cendres	Teneur limite dans la boue
	Cendres de centrale thermique	d'incinération des boues de station d'épuration (CPB)	
En g/t de MS			
Cadmium	< 25	13	10
Chrome	55	77	1 000
Cuivre	< 25	921	1 000
Mercur	< 0,5	N.C.	10
Nickel	56	44	200
Plomb	<5	521	800
Zinc	60	1714	3 000
Sélénium	8	N.C.	-

Dans notre exemple, le cadmium est l'élément problématique. Pour l'utilisation de ces cendres, il conviendra d'appliquer des doses de traitement plus faibles pour respecter les valeurs limites et ne pas pénaliser la filière de traitement des boues déjà en place.

Pour les coagulants, il serait trop rapide d'arrêter le choix définitif d'un coagulant car leur efficacité est fortement dépendante de la qualité de la boue et de l'effluent à traiter. Le choix du coagulant doit répondre principalement à 3 critères : sa très forte cationicité, son poids moléculaire élevé et son prix. Compte tenu de ces remarques, il est préférable de mener quelques tests préalables (Jar tests) afin de garantir l'efficacité du produit sélectionné.

La combinaison des 2 produits est la solution la plus adaptée en raison de son degré d'efficacité. En effet, l'ajout de substances minérales dans le floc permet un alourdissement physique des boues, tandis que les coagulants permettent d'éliminer la turbidité créée par l'ajout du lestant, tout en améliorant la structure du floc. Les meilleurs résultats ont été obtenus avec les cendres ou le carbonate de calcium associés à un coagulant organique à poids moléculaire moyen.

Suite aux différents essais effectués sur des boues filamenteuses, les doses de lestant préconisées sont aux alentours de 1g/g de MVS pour obtenir un gain sur l'indice de boue mesuré d'environ 60 %, ce qui devrait permettre de doubler la vitesse ascensionnelle limite au sein d'un décanteur à flux vertical. Les doses de coagulants doivent être de l'ordre de 3 à 10 mg/g de MVS pour permettre d'optimiser la qualité de l'eau surnageante (turbidité) et d'améliorer les vitesses de sédimentation grâce à son action sur la structure du floc.

Ces doses sont préconisées lorsque l'on est confronté à un important bulking filamenteux. Elles peuvent être revues à la baisse si l'indice de boue mesuré est plus faible (dose de lestant à hauteur de 0,7 à 0,8 g/g de MVS pour une même dose de coagulant). De plus, la plupart des paramètres ayant été suivis en Jar-Test d'un litre, on peut penser que l'effet de masse produit lors de son utilisation à grande échelle permettra de diminuer les doses injectées.

Les publications collectives – Dysfonctionnements Biologiques

Une approche économique complémentaire a été menée afin d'estimer le coût d'un traitement combiné pour une station de 5000 EH disposant d'un volume de bassin d'aération de 1000 m³ avec une concentration en MES de 4 g/l (et un taux de MVS de 75 %). L'analyse succincte révèle un coût de traitement pour la semaine de 720 euros dont la part du coagulant représente 58 % du traitement en raison d'un apport continu (sur 7 jours) et 41 % pour le lestant en raison de son apport ponctuel.

Tableau VII. Comparatif économique de l'emploi d'un lestant associé à un coagulant.

	Prix au Kg (en €)	Gain IB _{mesuré} en %	Dose	Dose
Coagulant : FL 4540	2	60	10 mg/g MVS	30 g/m ³ de boue
Lestant : Mikhart [®]	0,1		1 g/g MVS	3 kg/m ³ de boue
	Dose injectée par jour		Coût sur une semaine	
Coagulant : FL 4540	30 kg		420 euros	
Lestant : Mikhart [®]	3000 kg (1 seule fois)		300 euros	

Il apparaît que l'utilisation des lestants est plus intéressante économiquement que l'utilisation des coagulants sur du long terme. De plus, les coagulants ne pourront pas améliorer l'indice de boue mesuré de plus de 40 % alors que les lestants peuvent faire chuter cet indice de 60% voir plus pour des doses de 0,74 g/g de MVS. Il conviendra donc de privilégier en premier lieu l'utilisation de lestants.

VI - CONCLUSION

Ce travail avait pour objectif d'étudier l'impact d'un certain nombre de produits disponibles sur le marché pour stopper rapidement une perte de boue liée au développement de bactéries filamenteuses. Les solutions disponibles pour revenir à une croissance normale dite floculée nécessite d'intervenir sur les paramètres de fonctionnement de l'installation et sur la typologie des effluents. Mais les temps de réponse de ses solutions sont trop élevés et non acceptables pour le milieu récepteur et l'application de la loi sur l'eau (fiabilité du traitement et respect des valeurs réductrices).

L'ajout de produits lestants doit être envisagé pour des pas de temps relativement courts (au maximum 1 à 2 semaines), temps nécessaire à la mise en place d'autres techniques et à la remise à niveau des paramètres de fonctionnement (taux de boue, aération,).

Cette étude a montré que le lestage d'une boue filamenteuse est très efficace avec l'utilisation conjuguée d'un lestant minéral et d'un coagulant. En effet, cet apport combiné permet de faire diminuer l'IB mesuré ainsi que le volume corrigé, ce qui influence directement la vitesse ascensionnelle limite admissible dans un décanteur à flux vertical et permet de maintenir le débit de traitement tout en respectant la qualité des eaux rejetées.

Même si la qualité de la boue et la composition physico-chimique de l'eau peut influencer fortement les résultats et les choix de la combinaison lestant/coagulant, les cendres, le carbonate de calcium et les coagulants organiques (ayant un poids moléculaire moyen et une très forte

Les publications collectives – Dysfonctionnements Biologiques

cationicité) se dégagent comme étant les produits les plus adéquats pour favoriser la décantation d'une boue filamenteuse.

Les principaux avantages du lestage de boue par un apport combiné de minéraux et de coagulants sont :

- ✓ Une réponse immédiate (de quelques heures).
- ✓ Une augmentation de la concentration des boues recirculées, d'où un gain en terme de siccité des boues déshydratées. De plus, l'augmentation de cette concentration de la boue recirculée facilite le traitement dans le cas d'une chloration

Mais quelques inconvénients subsistent :

- ✓ Nécessité d'avoir un silo de stockage pour le lestant, surtout pour des installations de type industriel où le problème est récurrent et apparaît de façon saisonnière.
- ✓ Nécessité de puissances spécifiques de brassage suffisantes pour éviter des dépôts dans les ouvrages
- ✓ Le lestage des boues est une action physique qui modifie les caractéristiques physiques de la boue mais ne résout pas le problème biologique (présence excessive de bactéries filamenteuses).

C'EST UNE ACTION CURATIVE A COURT TERME.

Bibliographie :

J.P. CANLER, J.M. PERRET. *La clarification : approche dimensionnelle basée sur le couple aération-clarification : fondements et évolutions*. 83ème Congrès ASTEE, Aix les bains, 24 au 28 mai 2004.

GIS Biostep – coordination J.P. Canler. *Dysfonctionnements biologiques des stations d'épuration : origines et solutions*. Document technique FNDAE n° 33, 2005

[HTTPS:// GISBIOSTEP.CEMAGREF.FR/](https://gisbiostep.cemagref.fr/) : Site Web dédié à la gestion des aspects biologiques des stations d'épuration.

JULIEN L. *Inventaire et efficacité des produits susceptibles d'améliorer la décantation de boues filamenteuses issues de boues activées*. Rapport de stage de fin d'étude, ESIGEC, Chambéry, août 2004.

CTGREF, Groupement d'Antony (1979). Etude n°43: *Etude expérimentale des décanteurs secondaires des stations d'épuration situées en zone rurale*.

Duchène P., Cotteux E. (1998). *La problématique des dysfonctionnements biologiques: bulking et moussage biologique en boues activées*, La tribune de l'eau, 595/5

CEMAGREF - QEPP Lyon (1982). *Les techniques actuelles de lutte contre le foisonnement des boues activées*.

Pronost R., Gueraud S. (2001). *Maîtrise des dysfonctionnements en station d'épuration : lestage des boues activées par des cendres de charbon*. Environnement & Technique, 207.



Carnet de chloration. 1998, 11p.

**CARNET DE
CHLORATION**

version pour une seule file

Introduction

Le fonctionnement des stations d'épuration à boues activées est parfois fortement compromis par le développement excessif de bactéries filamenteuses qui occasionnent un moussage important sur les bassins et/ou un gonflement des boues appelé plus communément bulking. Dans ces cas de dysfonctionnement, un traitement au chlore peut être envisagé afin d'endiguer ces phénomènes. La chloration bien que souvent pratiquée reste un traitement qui n'est pas toujours correctement maîtrisé et le risque majeur de cette technique est de détruire toute ou partie de la faune épuratoire de la station. Afin de garder une trace aussi précise que possible des interventions réalisées lors d'une chloration et apporter quelques points de précision sur cette technique nous avons établi ce carnet de chloration ce qui nous l'espérons permettra aussi d'améliorer les connaissances dans ce domaine,

Principe de la chloration

La chloration a pour but l'élimination ou du moins l'affaiblissement de la population des bactéries filamenteuses par rapport à la population des bactéries floculantes. On compte sur la plus grande surface d'échange que présente les filamenteuses pour les toucher plus spécifiquement. L'unité de dosage de la chloration est le g de chlore (Cl₂) par kg de MVS et par jour. Après avoir estimé la masse de boue à traiter sur l'ensemble de la station, on calcule la quantité de chlore qui sera nécessaire au traitement. Il est important que la chloration bénéficie d'une continuité dans le temps. La période de traitement est au minimum de l'ordre d'une dizaine de jours. Il est donc primordial de s'assurer d'un approvisionnement en chlore suffisant pour éviter les ruptures de traitement. Une rupture d'un jour dans le traitement peut venir réduire nettement les effets obtenus durant les premiers jours (même s'ils ne sont pas encore visibles) et donc entraîner un gâchis de chlore et donc d'argent.

Les taux de traitement (g de chlore actif /kg MVS.jour)

Il n'y a pas de taux établi. Il est fonction de nombreux facteurs et notamment du type de filament auquel on doit faire face. Il semble de bonne pratique de démarrer une chloration par des taux modérés et de les augmenter par la suite si aucun signe conséquent n'est visible au bout de trois jours complets à cette dose. Dans l'état actuel des connaissances un taux de départ de **3,5 à 4 g de chlore par kg de MVS** et par jour semble acceptable dans la mesure où celui-ci ne vient pas trop contrarier la nitrification et de préférence 3 g de chlore par kg de MVS et par jour en hivernage. Ce taux peut être revu à la baisse dans le cas de bulking léger et lorsque la perte des boues peut être évitée. Dans tous les cas, il y a un intérêt certain à démarrer une chloration après avoir extrait un maximum de boue (quand c'est possible...notamment lorsque le traitement des boues n'est pas trop limité par le bulking) de façon à minimiser la quantité de chlore à utiliser. Une valeur limite à ne pas dépasser est la concentration en chlore au point d'injection. La valeur fixée est de 35 mg/L. Si cette valeur est dépassée, il faut envisager dans ce cas une multiplication du nombre de point d'injection.

Point de chloration

Le choix du point d'injection est particulièrement important. Le chlore étant un oxydant puissant, il est rapidement consommé par toute matière susceptible d'être oxydée (matière organique...). Il doit atteindre le plus rapidement possible les filaments sans être consommé par ailleurs. De plus ce point devra être une zone de passage obligé de toutes les boues du système. En tenant compte de ces éléments fondamentaux, l'idéal est un piquage sur le tuyau de recirculation à l'amont d'un coude. L'eau de Javel peut être aussi amenée par un tuyau à la base des pompes. La recirculation est particulièrement intéressante pour trois raisons majeures:

- 1) c'est un point de passage obligé de toutes les boues du système.
- 2) il est éloigné de l'arrivée d'eau brute (qui consommerait une grande partie du chlore actif injecté).
- 3) la turbulence engendrée par le pompage permet une bonne diffusion du chlore dans tout le volume et donc un bon contact filament-chlore.

Les autres points de chloration possibles sont :

- directement dans le bassin d'aération
- sur une conduite pompant dans le bassin d'aération et rejetant dans ce même bassin.

Ces points de dosage ont comme inconvénient majeur le risque important de court-circuit et une maîtrise plus aléatoire du taux de traitement au point d'injection (surtout dans le cas de l'injection directe dans le bassin d'aération).

Tous les autres points sont à exclure et en particulier celui qui serait directement dans la conduite d'arrivée de l'effluent. Le chlore est extrêmement réactif et la matière organique présente le capterait avant même qu'il puisse être en contact avec les filaments.

Remarque sur les réactions parasites chlore-matière organique.

L'élément très réactif avec le chlore qui risque le plus d'être rencontré sur les stations d'épuration est l'ammoniacale. La réaction avec le chlore est immédiate et forme des monochloramines. Celles-ci ont un pouvoir oxydant beaucoup plus faible que le chlore actif mais ont un temps de persistance plus long que celui-ci ; Pour un rapport massique $Cl_2/N-NH_4 \leq 5$ tout le chlore est transformé en chloramine. Il convient donc de connaître la concentration d'ammoniacale au point de chloration afin d'évaluer l'efficacité du traitement que l'on peut obtenir. La chloration s'adresse de manière simple aux boues activées assurant une nitrification quasi complète.

L'autre élément réactif est NO_2 . La réaction est stochiométrique ce qui fait que 5,1 mg de Cl_2 réagissent avec 1 mg de $N-NO_2$ pour former NO_3 et HCl . Dans ce cas le chlore n'est plus disponible du tout pour l'attaque des filaments. Les nitrites sont souvent inexistantes. Toutefois il convient de s'en assurer surtout sur des installations industrielles utilisant par exemple l'acide nitrique comme solution de lavage dans certaines étapes du processus industriel. Pour ce cas il convient de prévoir la masse de chlore inactivée du fait de la présence des nitrites.

Comment mesurer les effets de la chloration?

Suivi macroscopique

L'indice de boue

1° Le but en cas de bulking est de ramener l'indice de boue à une valeur correcte d'exploitation en aération prolongée soit **Ib < 200 ml/g** mais pour un traitement efficace, il convient de prolonger la chloration jusqu'à un indice guère supérieur à 100 ml/g.

2° Si les boues sont constituées de façon majoritaire de bactéries filamenteuses (**Ib > 700 ml/g**), il pourrait être judicieux de marquer un palier de l'ordre d'une semaine en aération prolongée vers 300 à 350 ml/g. De plus, pour les installations traitant l'azote, il s'avérera primordial de ne pas perdre la nitrification. Les bactéries nitrifiantes ont un taux de croissance faible (particulièrement si la température est basse) et leur remise en place si le stock résiduel est faible peut être très longue. Cette remise en place sera d'autant plus longue que la population nitrifiante aura été touchée et que la température sera froide. Dans le cas des stations nitrifiantes, il est donc recommandé de suivre aussi le traitement de l'azote par des mesures ponctuelles de l'ammoniacale en sortie de station pour ajuster au mieux la dose de chlore à injecter tout en préservant au moins partiellement la nitrification.

Mousse sur les bassins

Dans le cas où la chloration est pratiquée à la suite d'un problème de mousse biologique, c'est l'appréciation de la couche de mousse en surface des bassins qui sera le paramètre à suivre.

Départ de MES en sortie

Une autre manifestation de l'action du chlore sur les boues est l'augmentation au bout de plusieurs jours de traitement, de la concentration des MES en sortie. Cette perte de MES est normale si elle correspond à la perte de fragments issus de filaments cassés par l'effet du chlore. S'il s'agit d'une défloculation cela signifie que la dose au point d'injection est trop importante. Il convient alors de multiplier les points d'injection.

Changement de couleur de la boue

La dernière manifestation est l'apparition d'une couleur blanchâtre et parfois même de mousses (lyses cellulaire? perte du traitement des détergents?). Dans ce cas le taux de chloration a sans doute été trop fort. Il convient alors de s'assurer que la faune des protozoaires n'a pas subi trop de dommages et d'arrêter le traitement si nécessaire. (défloculation importante de la boue). La multiplication du nombre de point d'injection est là aussi nécessaire.

Suivi microscopique

Si l'on dispose d'un microscope suffisamment performant (cf. : annexe observation microscopique), les informations obtenues par ce moyen d'observation peuvent se révéler très intéressantes. Le suivi de la faune des protozoaires est un bon indicateur de l'impact du traitement. On peut suivre aussi l'attaque des filaments par le chlore (plage blanche pour les filaments à gaines, fragments courts pour les autres) ainsi que l'attaque subie par les grains de floes (défloculation). Toutes ces informations sont autant d'éléments qui permettent de révéler des problèmes ou un début d'efficacité et de régler au mieux le mode et le taux de traitement au chlore.

Indications pratiques

Sécurité

Le chlore est particulièrement agressif pour les muqueuses. Le port de lunettes et de gants est fortement recommandé pour toute manipulation relative au chlore.

Les mesures

La mesure du débit de la pompe à chlore doit se faire alors que le tuyau est en place au point d'injection pour prendre en compte les pertes de charges qui parfois ne sont pas négligeables. On peut mesurer le débit dans ce cas par disparition du chlore dans une éprouvette. Remarque : pour certains types de pompes, le débit peut varier aussi avec la baisse du niveau liquide dans le container. En raison de toutes ces variations, il sera intéressant de suivre la consommation globale journalière par repérage du niveau dans la cuve de stockage.

Titre de l'eau de Javel

L'eau de Javel est un produit instable qui perd rapidement de son efficacité dans le temps et à la chaleur. Sortie d'usine, l'eau de Javel affiche un titre chlorométrique compris entre 47° et 50°. (1° chloro = 3,17 g/L de chlore actif) soit environ 150 g/L de chlore actif. La diminution inévitable du titre de l'eau de Javel dans les conditions optimales de stockage est de 1° par semaine durant les 3 premiers mois. Cette diminution tend vers 0 et le titre se stabilise autour de 30° et atteint la valeur de 25° au bout d'un an. Cette diminution est d'autant plus forte que le produit est stocké à la lumière et à la chaleur. Il convient donc de titrer l'eau de Javel le plus régulièrement possible et au moins avant chaque mise en service d'un nouveau container.

On distingue le chlore actif ou chlore libre (actif et disponible pour l'oxydation) du chlore lié (par exemple, chloramine,...). Les méthodes de mesures classiques permettent de doser le chlore libre (ou chlore actif) et le chlore total qui prend en compte le chlore lié. C'est bien sûr les méthodes de mesure du chlore libre qui nous intéressent dans notre cas.

PREPARATION ET SUIVI DE LA CHLORATION

Les pages suivantes visent à aider les opérateurs dans la préparation et le suivi de la chloration. De plus, la mémoire écrite des paramètres utilisés pour une chloration sont fondamentaux pour accroître les connaissances dans ce domaine et par la suite améliorer l'efficacité de ce type de traitement.

CHLORATION A LA STATION D'ÉPURATION DE

DATE :

DESCRIPTIF DE LA STATION:

Type de station:

Nombre d'équivalents habitant

Débit journalier reçu :

Charge massique actuelle: kg DBO/kg MVS.j

Indice de boue : $I_b =$ ml/g

Cas particulier

Nutrient	Concentrations		Complémentation dose
	Entrée	Sortie	
Azote N-NO3 N-NH4			
Phosphore			

Schéma général - indication des points de chloration

Point(s) de chloration : description précise.(Schéma)

Calcul de la masse de boue (M_b) totale du système

Ce tableau va permettre d'évaluer la masse totale de boues contenue dans l'ensemble des bassins. C'est à partir de cette masse et en se fixant le taux de traitement en chlore que l'on va pouvoir estimer la quantité d'eau de Javel que le traitement requerra.

Pour calculer la masse de boues dans le décanteur, on prendra comme concentration en boues entre 75% et 80% de celle de la recirculation.

Bassin	Volume (m ³)	Conc. en boue du bassin (g.l ⁻¹) ou (kg.m ⁻³)	Masse de boue (kg MES)	Masse de boue (kg MVS)
Bassin anaérobiose		$C_{ana} =$		
Bassin anoxie		$C_{anx} =$		
Bassin aération		$C_a =$		
Décanteur * n°I		$0,75 \times C_{r1} =$		
TOTAL = M_b		$MVS/MES =$		

On calculera à partir de la masse de boues obtenue la masse de MVS en multipliant la masse de boues par le taux de minéralisation qui est le rapport MVS/MES . Ce taux est relativement constant pour une station et un type d'effluent donné. Par la suite on parlera donc essentiellement de MVS

* Le volume à prendre en compte est celui qu'occupe les boues (mesure par la hauteur du voile de boue)

Fréquence de passage

La fréquence de passage est le nombre de fois que la masse totale des boues du système passe au point d'injection par jour. Elle se calcule en divisant la masse de boues passant par jour au point d'injection par la masse de boues totale du système. Il y a un intérêt certain à ce que les boues soient traitées le plus souvent possible par jour. Idéalement cette fréquence doit être de 2,5 à 3 ce qui signifie qu'en moyenne les boues passent 2,5 à 3 fois par jour au niveau du point d'injection. Il semble que plus cette fréquence est élevée et plus le traitement est efficace. Une fréquence élevée permet aussi des taux de chloration au point d'injection plus faible ce qui peut être très intéressant dans le cas des stations nitrifiantes. En résumé, il vaut mieux des doses modérées plusieurs fois que de fortes doses en moins de fois. Sur certaines installations industrielles en particulier, le taux de recirculation est faible au regard des volumes des bassins. L'efficacité des chloration est alors faible. On considère en effet qu'il faut au moins dix passages des boues au point d'injection pour obtenir un effet notable. Ce nombre de dix passages n'est parfois atteint qu'au bout d'une vingtaine de jours pour certaines installations. De plus afin d'éviter le surdosage au point d'injection, il est impossible de dépasser un taux de traitement journalier qui peut être trop faible pour avoir un effet notable sur les filaments. C'est le cas des filaments à gaine type 021N, Sphaerotilus... qui requièrent des taux de traitement journaliers importants - 5-6 g de chlore/kg MVS.jour - pour avoir un effet notable.

N° de pompe de recirculation	Débit par pompe Qp (m ³ /h)	Temps de fonctionnement (h/jour)	Volume journalier recirculé V _j =Qp X t	C _{bi} * = [MVS] au point d'injection	Fréquence de passage f=V _j *C _{bi} /Mb
1					
2					
3					
TOTAL					

* Remarque : C_{bi} concentration en boue au point d'injection (identique à C_r si la chloration a lieu à la recirculation)

Évaluation de la quantité d'eau de Javel à prévoir pour la chloration

Pour un degré de chlorométrie de 47°-50° on compte **150 g de chlore libre (CL₂) par litre**

On définit la **Dose unitaire (D_u)** comme étant le volume d'eau de Javel du commerce permettant d'obtenir un taux de traitement de **1 g de CL₂/kg de MVS/jour**

On a alors la D_u exprimée en litre d'eau de Javel

$$D_u = \frac{M_b}{150}$$

Avec Mb = la masse de boue du système en kg.

Prévision de la consommation d'eau de Javel

Taux de chlore prévu g Cl ₂ /kg MVS/j (T _{CL2})	Nombre de jour de traitement au taux T _{CL2} (n)	Quantité de chlore à commander en litre (T _{CL2} x n x D _u)
TOTAL		

Calcul prévisionnel du taux de chloration et de la concentration en chlore au point d'injection

Calcul du taux de chloration au point d'injection

Après avoir fixé le débit du chlore (fonction du taux de traitement que l'on souhaite appliquer) , on déduit le **taux de chloration au point d'injection** en divisant le débit massique de chlore par la masse de boue passant par heure au point d'injection. Ce taux chloration ne doit pas dépasser une certaine valeur.

Débit maximum de chlore acceptable

La **concentration en chlore au point d'injection** doit être <35 mg de Cl₂ /litre de boue afin de ne pas créer un choc toxique trop important. On notera qu'ici on parle d'un rapport masse volume soit une concentration. Quand cette règle n'est respectée, il faut alors multiplier le nombre de point d'injection. Ce débit est uniquement fonction du débit de recirculation Q_r exprimé en litre/heure¹.

$$\text{Débit maximum de chlore acceptable} = \frac{Q_r \times 0,035}{150} \text{ en litre de Cl}_2/\text{h}$$

On divise par la concentration en chlore actif pour passer des grammes de chlore à des litres de chlore (ici 150 g/l).

Taux de traitement maximal

Le taux maximum de traitement au point d'injection est le taux (g Cl₂/kg MVS) de traitement au point d'injection que l'on obtient au débit maximum de chlore acceptable. Il n'est fonction que de C_i =la concentration en MVS au point d'injection (g/l).

$$\text{Ce taux de traitement maximal est } \frac{35}{C_{bi}} \text{ en g Cl}_2/\text{kgMVS}$$

Taux maximum de traitement au point d'injection pour une concentration en boue au point d'injection.

Concentration en boue à la recirculation (g/L)	4	5	6	7	8	9
Taux de traitement maximal (g Cl ₂ /kgMVS)	8,75	7	5,8	5	4,4	3,9

En multipliant ce taux par la fréquence de passage, on détermine le taux de traitement maximal journalier.

Débit de recirculation Q _r (L/h)	Concentration des boues au point d'injection C _{bi}	Débit maximum de chlore acceptable $\frac{Q_r \times 0,035}{150}$ (litre de Cl ₂ /h)	Taux maximum de traitement au point d'injection = $\frac{35}{C_{bi}}$ g Cl ₂ /kgMVS	Taux maximum journalier acceptable = $\frac{35}{C_{bi}} \times f$ g Cl ₂ /kgMES/j

¹ A titre d'exemple pour une pompe de recirculation de 200 m³/h le débit maximum de chlore acceptable est de 46,6 l/heure.

FICHE DE CHLORATION JOURNALIERE

(1 feuille par jour mentionnant les données réellement appliquées)

STATION D'ÉPURATION DE :

JOUR DE CHLORATION

DATE

INDICE DE BOUE

Bassin d'aération Dilution

Vd30 :

MES

Ib

Ammoniaque en entrée (N-NH4)

Ammoniaque en sortie (N-NH4)

Remarque : la concentration de boues aux points d'injection (C_{bi}) peut être déduit du rapport entre le volume décanté mesuré à un point d'injection et l'indice de boue obtenu dans le bassin d'aération.

$$C_{bi} = Vd30/Ib$$

Avec $150 < Vd30 < 300$ ml

Temps de marche des pompes à chlore (h)	Débit pompe à chlore Q_{Cl_2} (l/h)	g de chlore ¹ injecté/h	Concentration de boues aux points d'injection C_{bi} (g/l)	Débit de boue au point d'injection Q_{bi} (kg MVS/h)	Taux de chloration au point d'injection (g Cl ₂ /kg MVS)
Quantité totale de chlore injectée kg Cl ₂ /j			Masse totale de boue traitée kg MVS/j		
Dose journalière g Cl ₂ /kg MVS/j					

¹Calcul du débit massique de chlore injecté en $g Cl_2 = \text{Titre de l'eau de Javel} \times Q_{Cl_2}$

Note particulière pour le suivi microscopique

Le suivi microscopique de la chloration doit rendre compte de l'effet du chlore sur la faune des boues et en particulier de l'évolution des populations les unes par rapport aux autres. Il est nécessaire de faire un état de la situation avant le début de la chloration. L'importance numérique de chaque population peut être repérée les unes par rapport aux autres par les qualificatifs **dominant, très présents, présents..** ce qui nous donnera un taux de colonisation **relatif** entre espèces. Dans un autre temps, on se propose d'évaluer l'évolution de chaque espèce en lui attribuant une **valeur** (chiffre ou nombre de signes...), identique pour toutes les espèces au départ puis évoluant en positif ou en négatif suivant l'apparition ou la disparition des individus. Ceci nous donnera un taux de colonisation **relatif dans le temps** .

Matériel pour l'observation microscopique:

Microscope
Lumière du jour et contraste de phase
Objectif: X 10 ; X 40 ; X 100 (dotés d'un anneau de phase)
Oculaires X10 dont 1 gradué

Matériel annexe

Lame de comptage
Lame et lamelle
Huile à immersion (pour l'objectif X100)

Pour la préparation des échantillons

Tube à essai de 5 ou 10 ml
Pipette précise pour les dilutions , Les pipettes à embouts interchangeables sont conseillées pour leur précision et le fait qu'elles évitent d'avoir à nettoyer les pipettes lors du prélèvement d'échantillons différents.

Remarques sur la méthode d'observation :

La première observation va permettre de faire un bilan de départ de la situation. C'est à partir de celle-ci que l'on notera les évolutions. Pour ce qui est de l'observation de l'aspect général des boues une observation entre lame et lamelle (sans trop écraser la lamelle) avec l'objectif X10 est suffisante. On peut noter que si l'on se place sur l'anneau de phase réservé à l'objectif X100 et que l'on observe avec l'objectif X10 on se retrouve en situation d'observation en fond noir. On peut améliorer la netteté du fond noir en jouant sur la molette de réglage du condenseur. Cette technique du fond noir est très intéressante et très révélatrice de la densité de bactéries libres présentes ainsi que des petits flagellés. On peut même suivre parfois le cheminement des filaments à travers le floc. Il faut toutefois se méfier des impuretés de la lame et de la lamelle qui marque très bien en fond noir. Cette remarque est aussi vraie pour les débris minéraux ou végétaux qu'il ne faut pas confondre avec des bactéries libres. L'écrasement trop brutal entre lame et lamelle d'une goutte d'échantillon va rejeter sur les bords les éléments les plus petits. Ceci risque d'induire une erreur d'appréciation des densités de bactéries libres ou morceaux de filaments sur les observations des champs centraux. Pour ce faire il est préférable d'effectuer ces comptages sur lame de comptage ces effets se rencontrent moins avec ce type de lame. La lame de comptage présente une profondeur d'observation assez importante(100µm). Ainsi les boues nature sont difficilement observables dans leur ensemble dû à la présence trop importante de matériel. Il convient donc de recourir aux dilutions. Afin d'éviter les chocs osmotiques sur les animaux et les bactéries, l'eau de dilution doit-être de l'eau du réseau ou sur site, mieux encore de l'eau de sortie filtrée sur membrane de 0,2 µm

FICHE DE SUIVI MICROSCOPIQUE
FILAMENT

STATION D'ÉPURATION DE
DATE
JOUR DE CHLORATION

ASPECT DU FLOC-Dispersion des grains de floes – réfringence - bactéries libres

Dimension moyenne des grains de floes : μm

Filaments :

Noms d'après EIKELBOOM	Aspect ¹ général atteint du filament-Nbre cellules manquantes/ filament	Longueur ² moyenne	Nombre moyen de points anguleux ³	Importance des fragments libres ⁴ dans le floc	ORDRE D'IMPORTANCE	
					Absolu	Relatif

¹ Très atteint - atteint - peu atteint

² Pour les filaments situés à l'extérieur du floc

³ Angle net apparaissant sur les filaments à gaine (attention aux manipulations de la lamelle)

⁴ Fragments provenant des filaments cassés. Ce comptage doit se faire sur cellule de comptage

Les publications collectives – Dysfonctionnements Biologiques

13

FICHE DE SUIVI MICROSCOPIQUE PROTOZOAIRES

STATION D'ÉPURATION DE
DATE
JOUR DE CHLORATION

	NOMS	Nombres comptés	Appréciation numéraire relative	Observations particulières - Aptitude au déplacement-vivacité
FLAGELLES	Monas			
	Pleuromonas jaculans			
	Petalomonas			
	Peranema			
	Diplomonadida			
	Bodo sp			
CILIÉS	Aspidisca costata			
	Aspidisca lynceus			
	Trachelophyllum			
	Vorticelle			
	Epistylis			
	Carchesium			
	Euplotes			
	Chilodonella			
	Colpidium			
	Paramécie			



Dysfonctionnements biologiques dans les stations d'épuration en boues activées. Actes du colloque POLLUTEC. Lyon 21 octobre 1994, 86p.



Les éléments les plus significatifs de la microfaune des boues activées. Article de synthèse édité dans TSM numéro 9, septembre 1993, pp. 471-477.

Les éléments les plus significatifs de la microfaune des boues activées

■ Ph. DUCHENE ; E. COTTEUX

CEMAGREF - Division Qualité des Eaux - 75012 Paris

1. Introduction

L'observation microscopique des boues d'aération est une technique qui n'est, jusqu'à présent, pas assez utilisée en routine par les exploitants de stations d'épuration et les spécialistes locaux qui les conseillent. La nécessité de disposer d'un microscope confortable à l'usage et adapté à l'objectif poursuivi ainsi que d'une compétence qui ne s'acquiert qu'avec une expérience relativement importante et le temps a découragé nombre de techniciens.

Pourtant, s'il est difficile à un spécialiste, et a fortiori à un technicien non expérimenté, de porter un diagnostic complet sur le fonctionnement d'une station d'épuration à boues activées à partir de la seule observation microscopique, celle-ci donne aisément des indications que les outils classiques (observation visuelle, dosages chimiques, tests divers) ne peuvent fournir.

Aussi l'observation microscopique du floc (forme, taille des grains, minéralisation) [DRAKIDES, (1978)], de l'eau interstitielle (bactéries libres), des micro-organismes filamenteux (abondance, identification) [EIKELBOOM et al., (1983) — JENKINS et al. (1986)] et de la microfaune est un outil privilégié de détection. Par exemple :

— Les filaments et la microfaune présents au moment de l'observation sont le résultat des éléments ayant influencé l'écosystème plusieurs jours voire plusieurs semaines plus tôt. Par exemple, une microfaune à vitesse de croissance faible, par ailleurs significative de bonne qualité de traitement et de faible teneur en ammoniacque, exprime un bon fonctionnement, stable depuis une longue période (une ou plusieurs semaines) ;

— La preuve d'un choc toxique est très facile à faire, alors même qu'en général le toxique n'est plus détectable par d'autres moyens : la microfaune est en effet le premier élément de l'écosystème à être affecté par les toxiques ;

— La présence de certaines espèces typiques de l'anoxie et une faible densité de microfaune sont très significatives d'une mauvaise gestion de l'oxygénation (dans un bassin d'aération ou ailleurs). Celle-ci est difficile à déterminer par d'autres moyens notamment lorsqu'on travaille au voisinage de la fourniture minimum d'oxygène.

Aussi le propos de cet article est de mettre en lumière les éléments les plus significatifs, simples et rapides à déterminer, de la microfaune. Celle-ci doit être observée in situ, avec un matériel relativement peu onéreux. La détermination des micro-organismes filamenteux demande un matériel plus performant, mais leur conservation étant meilleure, elle peut être réalisée au laboratoire éventuellement par des personnes plus spécialisées. Ainsi proposons-nous de travailler sans coloration ni immobilisation avec les critères de reconnaissance les plus simples, excluant donc par exemple la forme des noyaux, la position des membranes,...

Des éléments généraux portant sur des groupes plus larges ou sur des associations caractéristiques ont déjà fait l'objet de publications [DRAKIDES 1978 ; DUCHENE, 1988].

2. Matériel et méthodes

Observation au microscope binoculaire en lumière directe aux grossissements :

- 100 x : vue générale, appréciation grossière des floccs et des protozoaires présents et dominants,
- 200 x : détermination des protozoaires et recherche des espèces rares et/ou petites — éventuel comptage,
- 400 x : identification en cas de difficulté.

Un des oculaires est équipé d'une échelle permettant la mesure aisée de 10, 50, 100, 200 μm au grossissement 200 fois

Lame de comptage : cellule de RANVIER (profondeur 100 μm) quadrillage de MÀLASSEZ, maille de 25 et 250 μm .

Plusieurs centaines d'échantillons de boues ont été observés au cours d'une période de 15 ans, ces observations étant le plus souvent couplées à des mesures complètes sur les stations d'épuration. La grande majorité de notre expérience est fondée sur des stations à faible charge ou recevant des effluents urbains ou d'industries agro-alimentaires.

Les déterminations sont faites sur la base CURDS (1969) et BICK (1972) pour les ciliés, PENNAK (1953) et JAHN et al (1979) pour les flagellés, VOIGT (1978) pour les rotifères.

La classification utilisée est celle de HONIGBERG et al (1964).

Certains protozoaires très communs dans les boues activées ne font pas l'objet de développement particulier. Il s'agit entre autres d'*Aspidisca costata*, *Peranema sp*, *Protonotus sp*, des *Suctorina*, susceptibles d'être rencontrés dans nombre de situations très différentes ou de familles très difficiles à interpréter (*Opercularia*).

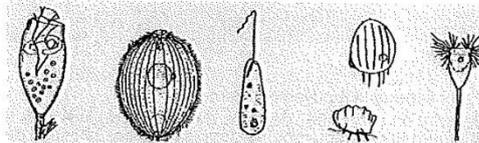
Protozoaires communs

Ils ne doivent toutefois pas être exclus des analyses générales de la microfaune et interviennent dans l'interprétation par :

— l'abondance spécifique (ramenée au gramme de MVS) significative du niveau d'oxygénation.

— l'équilibre général entre les grands groupes constituant la microfaune (flagellés, ciliés — holotriches¹, péritriches², hypotriches³, suctorien⁴ —, métazoaires) liés à l'âge des boues et au degré d'évolution de l'écosystème [HAWKES (1963) ; CURDS (1964) ; DRAKIDES (1980)].

— le nombre d'espèces présentes, les indices de diversité et de dominance [PUJOL (1980)], la relation avec la sélectivité du milieu (charges fortes, concentration d'ammoniacque élevée au moins en certains points du circuit de la liqueur aérée,...).



Opercularia microdiscum, *Holophrya sp*, *Peranema sp*, *Aspidisca costata*, *Acineta grandis*

1 Protozoaires ciliés dont la ciliature est répartie sur toute la surface de l'individu.

2 Protozoaires ciliés dont la ciliature est développée autour de l'orifice buccal.

3 Protozoaires ciliés dont la ciliature modifiée (épaisse en cirres) n'est présente que sur la face ventrale.

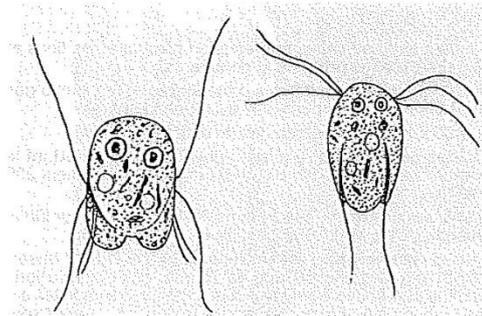
4 Protozoaires ciliés dont la ciliature modifiée est composée de tentacules autour piquants et suceurs.

A. Protozoaires

1 — Rhizo-flagellés : Cf. PENNAK 1953 ; JAHN et al 1979
Diplomonadida

Description simplifiée : petits flagellés d'environ 10 à 20 µm de diamètre, clairs et légèrement scintillants, se déplaçant très rapidement suivant une spirale et tournant sur eux-mêmes en avançant.

Signification : leur présence, même en densité assez faible (un individu par champ à 200 x) est signe de carence en oxygène. Ils s'accompagnent d'une densité totale de la microfaune (hors petits flagellés) faible et souvent d'autres indicateurs de sous-oxygénation (spirilles, bactéries filamenteuses caractéristiques, bactéries libres dans l'eau interstitielle).

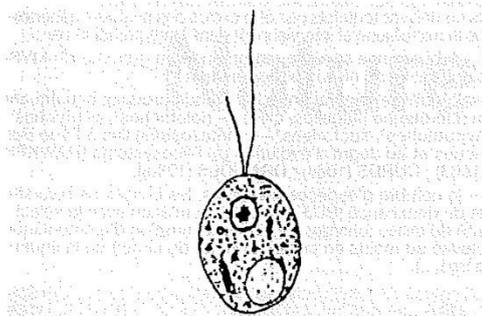


Diplomonadida

Monas sp

Description simplifiée : petit flagellé sphérique à mouvements très lents, souvent immobile, de 5 à 20 µm de diamètre. En général il apparaît clair avec une membrane cytoplasmique bien visible.

Signification : presque universellement présent dans les boues activées, sa présence en densité forte est à relier à des apports notables d'effluents des industries animales (abattoirs de volailles, de bétail,...). Il ne doit pas être classé comme les autres petits flagellés en tant qu'indicateur d'un stade précoce d'évolution de la microfaune.



Monas sp

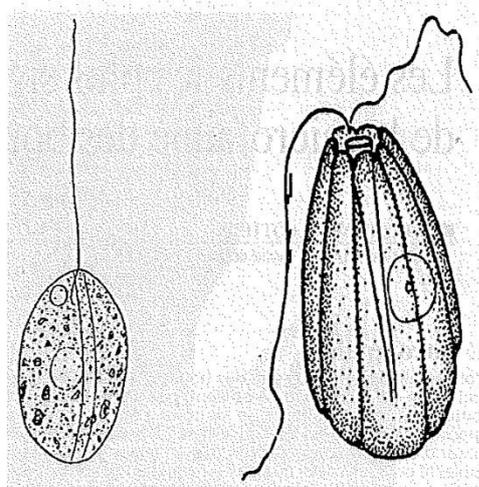
Petits flagellés à mouvements lents

Description simplifiée : flagellés de taille comprise entre 5 et 20 µm le plus souvent, se déplaçant à des vitesses de l'ordre de 10 µm/s.

Signification : en très faible densité dans presque toutes les boues; une abondance plus élevée correspond en général à une oxygénation suffisante et à deux cas de figure:

— constitution ou reconstitution de l'édifice biologique, dans ce cas ils s'accompagnent de peu d'espèces de ciliés,

— particularité de l'effluent : le plus souvent présence d'effluents industriels fournissant des effluents assez fa-



Petalomonas sp, Entosiphon sp

cilement biodégradables (Industries animales et végétales).

2 — Flagellés coloniaux

Description simplifiée : il convient de distinguer deux grands types

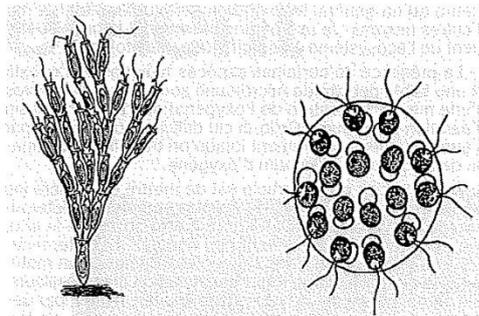
Groupe 1 : colonies dont les individus sont séparés les uns des autres,

Groupe 2 : colonies dont les individus sont étroitement accolés.

Signification :

Groupe 1 : oxygénation suffisante, qualité moyenne ou bonne dans l'effluent, charge massique faible, présence liée à la nature des eaux à traiter, très rares en effluent domestique classique (lié notamment à des effluents d'abattoirs de bétail).

Groupe 2 : charges massiques relativement élevées ou élevées (Cm > 0,1 kg DBO/kg MVS/j), insuffisance d'oxygénation ou carences à certains moments, qualité d'effluent traité rarement très bonne.



Dinobryon (groupe 1), Eurodina (groupe 2)

3 — Rhizopodes

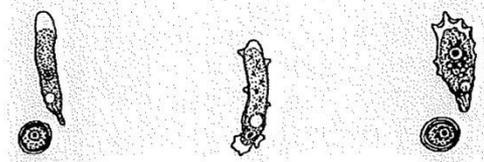
Petites amibes

Description simplifiée : mouvements extrêmement lents par formation de pseudopodes taille comprise entre 10 et 30 µm, forme irrégulière.

Signification : extrêmement lié à la présence d'industries utilisant des produits chimiques, créant des problèmes de pH ; exemples : industrie de la chimie de synthèse, tanneries, déversements réguliers de produits toxiques. Dans ce

càs elles sont souvent, si l'aération est suffisante, accompagnées d'espèces peu fréquentes telles certains Thécamébiens (*Trinema* par exemple).

Elles peuvent aussi se développer en cas de sous-aération, alors accompagnées d'espèces ayant la même signification (*Diplomonadida*,...).

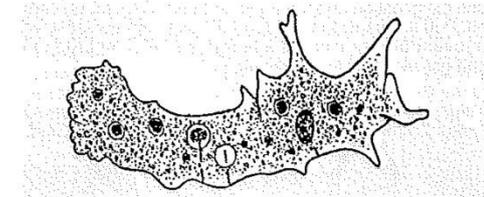


Hartmanella sp, *Mayorella microaeruca*, *Mayorella cultura*

Grandes amibes

Description simplifiée : amibes de 40 à plus de 100 µm bien caractérisées par les mouvements très lents des pseudopodes et la forme très irrégulière.

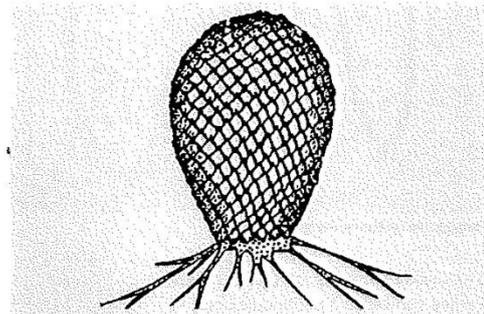
Signification : leur présence semble liée à des apports particuliers dans les eaux traitées, souvent difficiles à préciser ; elles semblent tenir la même place dans l'écosystème que certains holotriches. Elles sont corrélées à une bonne oxygénation et presque toujours à une bonne qualité de traitement du carbone aux charges classiques de l'aération prolongée.



Amoeba sp

Euglypha sp

Description simplifiée : dans la majorité des cas les thèques vides sont les plus nombreuses: de l'ordre de 25 à 40 µm de long en forme de tube à essai court et renflé. La bordure apparaît friselée et les plaques constitutives sont ovoïdes et régulièrement disposées. Elles ressortent à l'observation par leur couleur claire. Sur les organismes vivants des pseudopodes sortent du large orifice de la thèque.



Euglypha sp

Signification : espèce très commune en aération prolongée elle est significative d'un âge de boues supérieur à 10 à 20 jours (imprécision due au fait que les thèques minérales subsistent alors que les conditions peuvent avoir changé).

La présence d'individus vivants est liée à un bon fonctionnement stable du traitement mais pas nécessairement à un traitement poussé de l'azote.

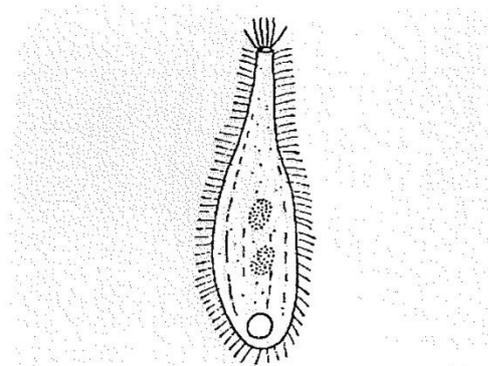
La dominance d'*Euglypha*, vivante très rare, semble indiquer comme pour d'autres thécamébiens beaucoup moins communs, l'incidence d'effluents bruts particuliers (elle a notamment été constatée sur une station recevant les effluents d'une industrie pharmaceutique).

4 — Ciliés holotriches (cf. CURDS 1969)

Trachelophyllum pusillum

Description simplifiée: holotriche très caractéristique en forme de massue, très souple, se mouvant la plupart du temps dans le floc ; longueur 30 à 50 µm.

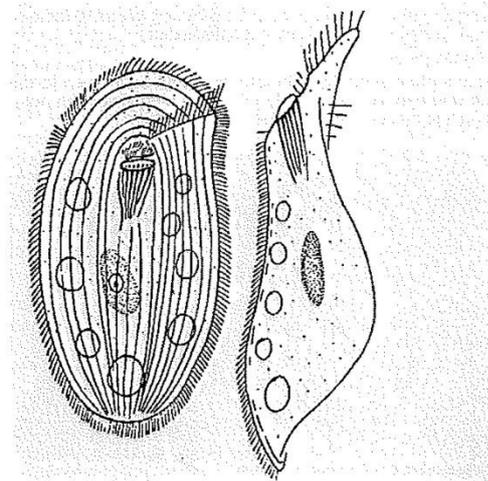
Signification : presque toujours présent à de faibles densités (10³/l ce qui est équivalent à quelques individus par lame). Son abondance est en général significative d'une charge élevée et/ou d'une médiocre élimination du carbone. C'est typiquement un micro-organisme mésosaprobe s'accommodant de charges fortes et de concentrations en ammoniacale élevées. Abondant, il n'est pas signe de carences de l'aération.



Trachelophyllum sp

Chilodonella cucullulus

Description simplifiée : cilié holotriche axialement asymétrique présentant latéralement une sorte de socle évoquant l'aspect général d'un gastéropode, très souple, vivant au contact du floc. Taille > 100 µm.



Chilodonella cucullulus

Signification : les différentes espèces de *Chilodonella* font partie des rares protozoaires capables de se nourrir de bactéries filamenteuses. Leur cytopharynx leur permet en effet d'enrouler en spirales les bactéries filamenteuses.

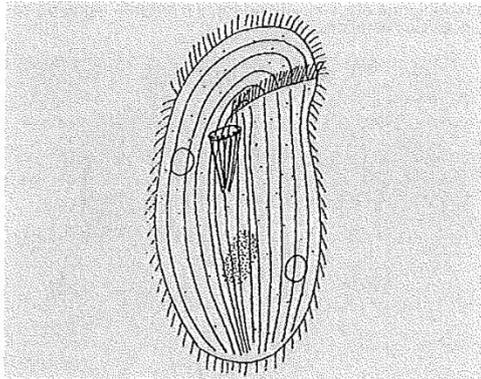
Dans les boues il est toutefois relativement rare de les voir se nourrir aux dépens de ces filaments et ils se comportent plus comme des brouteurs de floc.

Leur présence significative (un individu/champ à 200x) est pourtant toujours corrélée à un développement de bactéries filamenteuses. Cette grande espèce de *Chilodonella* est en général inféodée à des eaux traitées de bonne qualité avec une élimination de l'azote importante.

Chilodonella uncinata

Description identique à celle de *C. cucullulus* mais de taille comprise entre 50 et 90 µm.

Signification : cette espèce est elle aussi liée au développement de bactéries filamenteuses mais dans des conditions de traitement plus défavorables, avec notamment une nitrification de l'azote faible ou nulle.



Chilodonella uncinata

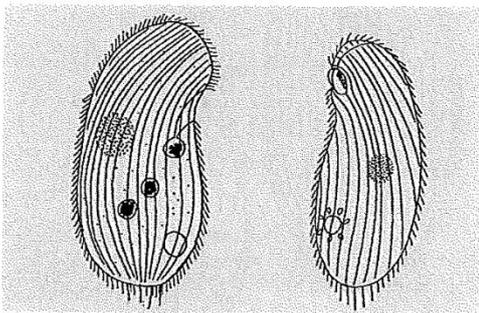
Colpidium sp

Description simplifiée : cilié holotriche en forme de haricot, de 50 à 120 µm de long, il apparaît relativement sombre par rapport aux autres protozoaires.

Signification : *Colpidium* est typiquement un protozoaire corrélé avec un traitement médiocre du carbone (des rendements de l'ordre de 80 %) que l'origine en soit une charge forte (Cm > 0,2 kg DBO/kg MVS/l) ou un état transitoire (redémarrage de station, accroissement rapide de la charge à traiter). S'il est abondant (> 2 10⁹/l) *Colpidium* sp indique que l'aération est globalement satisfaisante.

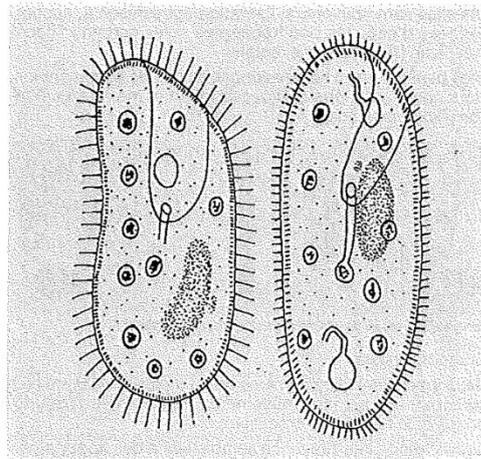
Petites paramécies

Description simplifiée : holotriches bien connus en forme de tonneau allongé avec le péristome bien visible en position latérale. Longueur inférieure à 130 µm.



Colpidium colpoda, *Colpidium campylum*

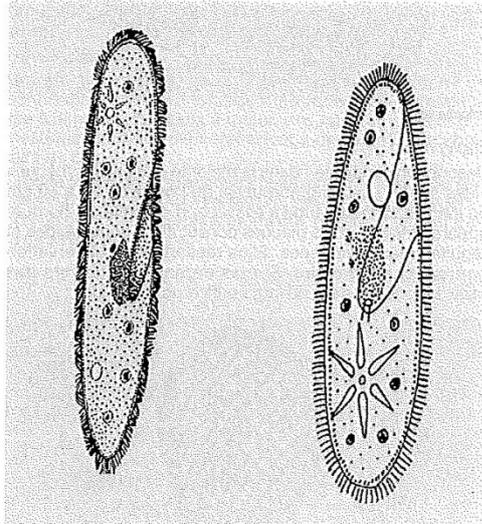
Signification : ces paramécies (le plus souvent *P. putrinum*) se rencontrent dans le cas de forte charge massive accompagnée d'une oxygénation suffisante. La qualité du traitement est en général limitée, l'élimination de l'azote réduite aux besoins de l'assimilation bactérienne.



Paramecium putrinum, *Paramecium trichium*

Grandes paramécies

Description simplifiée : identiques aux précédentes quoique plus fuselées et d'une longueur supérieure à 130 µm. Rarement rencontrées, les grandes paramécies révèlent une oxygénation abondante et un bon traitement du carbone. Peu exigeantes par rapport à l'azote ammoniacal, elles peuvent être présentes à la fois en faible charge et en charges élevées sans nitrification.



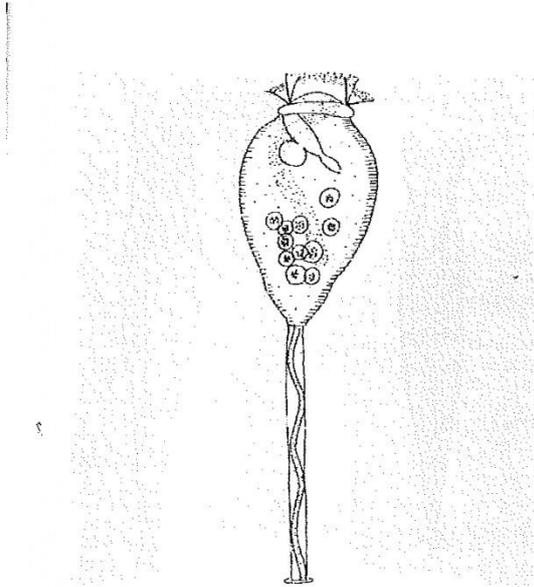
Paramecium caudatum, *Paramecium aurelia*

5 — Ciliés péritriches (cf. CURDS 1969)

Petites vorticelles à pédoncule court

Description simplifiée : pédoncule mince (< 5 µm) nanti d'un myonème ondulé rétractile en spirale. La longueur du pédoncule est inférieure à deux fois la longueur du corps, lui-même de l'ordre de 40 à 60 µm de long.

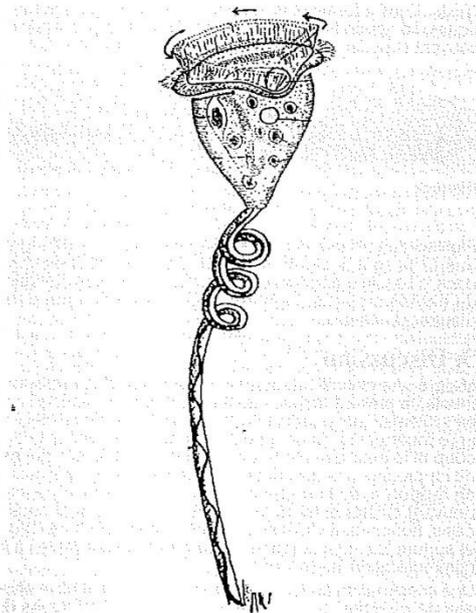
Signification : Ces vorticelles sont typiques des situations de charges élevées avec une aération sans trop de lacunes. Prédateur privilégié de bactéries libres lorsqu'elles sont abondantes ces "petites" vorticelles sont aussi très significatives de situations transitoires.



Vorticelle à pédoncule court, *Vorticella microstoma*

Vorticelles à pédoncules long

Description simplifiée : de nombreuses espèces de vorticelles, très difficiles à différencier sans préparation de l'échantillon observé entrent dans cette catégorie. Elles ont en commun de posséder un pédoncule plus de deux fois plus long que le corps en général supérieur à 120 µm et souvent de l'ordre de 200 µm. Le corps de forme variable a le plus souvent une longueur supérieure à 60 µm.



Vorticelle à pédoncule long, *Vorticella convallaria*

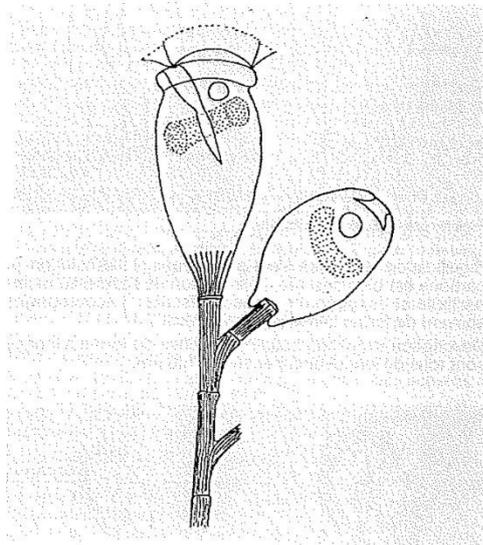
Signification : la présence significative de ces vorticelles va de pair avec un traitement du carbone très complet (DBO dissoute < 15-20 mg/l). Toutefois les exigences vis-à-vis de l'ammoniaque ne sont pas très grandes. Si elles constituent

les protozoaires dominants deux cas sont possibles : soit des charges relativement fortes (0,1 à 0,3 kg DBO/kg MVS/l), soit une situation transitoire en très faible charge (précédant la domination des hypotriches ou un équilibre péritriches-hypotriches. Leur présence abondante est toujours signe d'une oxygénation satisfaisante.

Epistylis sp

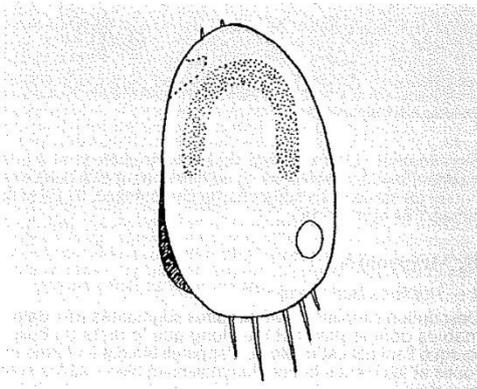
Description simplifiée : péritriche colonial à pédoncule épais (5 à 10 µm) et non contractile. Corps en forme de vase à large péristome. Longueur de l'ordre de 100 µm. Colonies souvent nombreuses, la division binaire des pédoncules conduit fréquemment à des multiples de 8 avant que des individus se détachent.

Signification : peu lié à la qualité des effluents, des développements importants (> 106 individus/l) sont corrélés à des périodes ou des zones d'anoxie longues, avec une fourniture d'oxygène en général suffisante dans l'ensemble. Des bassins à hydraulique en piston, de longs temps de séjour en décanteur, sont propices à sa dominance, partagée ou non avec des *Aspidisca costata*.



Epistylis rotans

6 — Ciliés hypotriches
Aspidisca lynceus



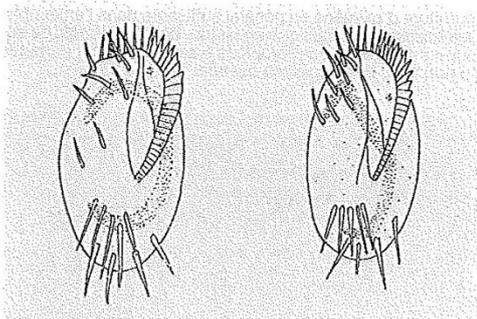
Aspidisca lynceus

Description simplifiée : petits hypotriches (20 à 30 µm de long), assez translucides avec les côtes dorsales plus ou moins marquées, moins liés au floc, plus petits et moins pigmentés qu'*A. costata*.

Signification : cette espèce, rarement dominante mais peu à très abondante, est hautement significative d'une aération suffisante et d'un traitement poussé des effluents avec une bonne nitrification de l'azote. Sa présence semble incompatible avec des concentrations résiduelles en ammoniacque supérieures à 10-15 mg/l.

Euplotes sp

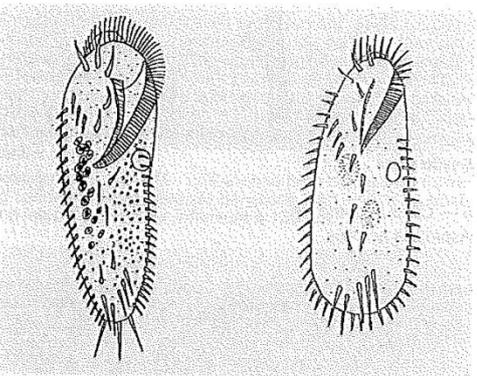
Description simplifiée : hypotriche typique d'assez grande taille (60 à plus de 100 µm de long), à corps légèrement allongé. Il nage le plus souvent dans l'eau interstitielle.



Euplotes patella, *Euplotes aediculatus*

Signification : *Euplotes* n'est présent que si l'élimination du carbone est bien assurée, l'élimination de l'azote au moins partielle et l'oxygénation très suffisante. Il accompagne souvent de fortes densités d'*A. lynceus*.

Description simplifiée : ces hypotriches de forme allongée sont tous de longueur supérieure à 100 µm.



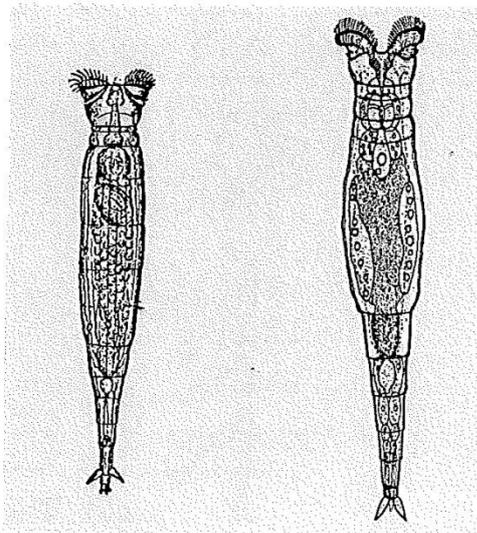
Oxytricha fallax, *Stylonychia* sp

Signification : Liés à un âge de boues très élevé et à une qualité d'eau excellente, ils ne se rencontrent que dans des boues de stations en sous-charge caractérisée. Ils ne sont jamais très abondants.

B. Métazoaires

1 — Rotifères Bdelloïdes

Description simplifiée : Métazoaires segmentés très déformables dont le pied est plus long que le reste du corps lorsque l'animal est déployé. L'appareil buccal en forme de roues et les pièces buccopharyngiennes bien visibles sont caractéristiques de tous les rotifères. La longueur des bdelloïdes déployés est d'environ 100 à 250 µm.



Rotaria citrinus, *Philodina* sp

Signification : très fréquents dans les boues activées, ils ne sont significatifs que d'un âge de boues élevé (de l'ordre de 15 j au minimum) et compte tenu de leur croissance relativement lente, d'un fonctionnement stable sur une durée assez importante (une à quelques semaines selon la densité).

Nématodes

Description simplifiée : Métazoaires non segmentés et sans "poils" dont la forme et la souplesse de ver sont caractéristiques, ils apparaissent souvent noirâtres. Longueur la plus souvent supérieure à 150 µm.



Nématode

Signification : si leur densité est significative (> 3 10⁵ individus/l), ils sont le signe de dépôts, le plus probablement dans le bassin d'aération ou dans des décanteurs statiques de petites stations. Ils n'ont aucune signification dans d'autres domaines.

3. Discussion

Malgré une classification utilisant souvent des regroupements, le présent travail, effectué par des non-spécialistes en systématique, peut souffrir d'appellations d'espèces encore incertaines. Si cela ne nous paraît pas gêner beaucoup le lecteur dans le but essentiel de cet article qui est de rapprocher une description sommaire d'une signification en rapport avec le traitement des eaux, les divergences pouvant exister entre divers auteurs européens et américains, notamment CURDS et al (1975), EIKELBOOM (1983) et surtout les auteurs japonais, sont fort préjudiciables à la communication internationale.

Une concertation au niveau international serait la bienvenue afin de trancher, au moins au niveau des scientifiques du traitement des eaux usées, entre les divers noms de genre et d'espèce s'appliquant à une même description de protozoaire.

Les interprétations que nous avons données s'appliquent assez directement lorsque les installations d'épuration sont simples, par exemple un bassin d'aération unique en "mélange intégral" et un décanteur secondaire.

Dès que les schémas se compliquent, bassin piston et surtout présence de bassins d'anoxie ou d'anaérobiose installés en vue de l'élimination biologique de l'azote ou du phosphore, les conclusions ayant rapport avec la qualité de l'eau épurée doivent être considérablement nuancées.

Les espèces et groupes les plus significatifs de très bonne qualité du traitement sont en effet avant tout sensibles aux concentrations en ammoniacque.

Le passage des boues du fond du décanteur à un bassin d'anoxie ne permet ni le développement des espèces sensibles au manque d'oxygène prolongé ni celui des espèces nécessitant pour leur développement des concentrations en ammoniacque inférieures à 10 mg/l.

Ainsi dans les stations à une boue équipées d'un bassin d'anoxie, observe-t-on des microfaunes banales et sans grande signification (*A. costata*, *E. plicatilis* et même *T. pusillum*, agrémentées de quelques petites vorticelles, d'*Euglypha* sp. et de rares rotifères Bdelloïdes, le tout en densité

relativement faible) qui correspondent pourtant alors à une excellente qualité d'effluents.

C'est là une limite de l'observation microscopique dans ses aspects de diagnostic de la qualité du traitement. Cette limite ne remet toutefois pas en cause de nombreux autres intérêts de cette technique qui doit être de plus en plus pratiquée notamment si l'on veut accroître la fiabilité des stations d'épuration et en particulier la fiabilité biologique. Les protozoaires sont alors un signe avant-coureur des désordres aboutissant au foisonnement des boues dans les cas liés notamment à l'oxygénation et à la durée des périodes d'anoxie.

Remerciements : les auteurs tiennent à remercier particulièrement C.R. CURDS, les descriptions et la majorité des illustrations de cet article étant tirées de ses ouvrages. Ils remercient aussi R. PUJOL, dont l'expérience concomitante a souvent été la pierre de touche des hypothèses émises sur la signification des espèces et CH. DRAKIDES qui avait initié ce travail il y a 20 ans au sein de l'équipe.

Références

BOCK H., 1972. « Protozoa ». OMS Genève, 198 p.
 CURDS C.R., 1964. « Protozoan succession in the activated sludge process for sewage purification ». 1. *Protozoology* 11, Suppl. n° 114.
 CURDS C.R., 1969. « Key to ciliated protozoa ». *Her Maj.: Stationary Office*, London, 91 p.
 CURDS C.R., HAWKES M., « Ecological aspects of used water treatment ». Vol. 1. *Academic press*, London, 384 p.
 DRAKIDES Ch., 1978. « L'observation microscopique des boues activées appliquée à la surveillance des installations d'épuration. Technique d'étude et interprétation ». *TSM L'EAU*, Vol. 73 n° 2, pp. 85-98.
 DRAKIDES Ch., 1980. « La microfaune des boues activées. Étude d'une méthode d'observation et application au suivi d'un pilote en phase de démarrage ». *Wat. Res.* Vol.14, pp. 1199-1207.
 DUCHENE Ph., 198. « Les protozoaires, in Champliat D. et Larpent J.P. (eds). *Biologie des eaux* ». Masson Paris, pp. 53-60 et 245-250.
 DUCHENE Ph., 1991. « The most significant protozoa and metazoa currently found in activated sludge ; Biological Approach to Sewage Treatment Process: Current Status and Perspectives ». *P. Madoni (ed.)*, Perugia pp. 33-37
 EIKELBOOM D.H. & VAN BUIJSEN H.J.J., 1983. « Microscopic sludge investigation manual ». *Delft TNO*, second edition, 81 p.

HAWKES H A., 1963. « Ecology of Activated sludge and bacteria beds in ecology of waste water treatment ». *Pergamon Press Oxford*, 98 p.
 HONIGBERG B.M., BALAMUTH W., BOVEE E.C. & al, 1964. « A revised classification of the phylum protozoa ». *J. Protozoology*, 11, pp. 7-20.
 JENKINS D. & al., 1986. « Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming ». *Wat. Research Com.* South Africa. 165 p.
 JAHN T.L., BOVEE E.C., JAHN G.F., 1979. « How to know the protozoa ». *W.C. Brown Co Publishers*, Dubuque, Iowa, 297 p.
 MADONI P. 1991. « Role of protozoans and their indicator value in the activated sludge process. ; Biological Approach to Sewage Treatment Process: Current Status and Perspectives ». *P. Madoni (ed.)*, Perugia pp. 21-27
 PENNAK R.W., 1953. « Fresh water invertebrates of the United States ». *The Ronald press Company*, New York, 769 p.
 PUJOL R., 1980. « Ecologie appliquée aux boues activées de stations d'épuration d'eaux usées ». *CEMAGREF ed.* 61 p.
 VEDRY B. 1976. « L'analyse écologique des boues activées ». *Christian Brucker, SEGTEC*. 125 P
 VOIGT M., KOSTE W., 1978. « Die Radtieren Mittel Ewopus ». *Geb Borntraeger*, Berlin, 504 p.

Résumé

Ph. DUCHENE, E. COTTEUX : Les éléments les plus significatifs de la microfaune des boues activées.

L'observation microscopique des boues activées est un outil précieux pour comprendre le fonctionnement et pour fonder une bonne exploitation des stations d'épuration. Elle complète notamment d'autres observations et mesures : la taille et l'aspect du floc, les micro-organismes filamenteux. Les espèces de la microfaune intègrent de nombreux facteurs difficiles à appréhender par ailleurs. La prise en compte du passé, la détection d'un mauvais réglage d'oxygénation, la preuve d'un choc toxique font partie des éléments pour lesquels l'observation microscopique n'est guère remplaçable. Cet outil doit pouvoir être utilisé par des non spécialistes qui ont peu de temps à lui consacrer. C'est pourquoi, les boues sont généralement observées sans préparation (coloration, immobilisation...). De plus la qualité du matériel optique disponible est souvent limitante. C'est pourquoi de nombreux détails significatifs sont difficiles à utiliser pour l'identification : les noyaux ne sont guère visibles, les formes générales des espèces de certains groupes sont fort variables, certaines espèces se déplacent très rapidement sous l'oculaire.

Les critères de reconnaissance choisis ici tiennent compte de ces contraintes. D'autre part, certaines espèces de protozoaires très fréquentes (*Aspidisca costata*, *Paranema*...) ont une faible signification par eux-mêmes.

Quinze ans de pratique de l'observation microscopique sur des centaines de boues différentes nous ont conduit à dresser une liste de genres, d'espèces, de familles ou de groupes selon le cas, rassemblés par des critères de reconnaissance assez simples. La signification de leur présence ou de leur abondance est précisée. Les groupes suivants sont évoqués :

Diplomonadida, *Monas* sp, petits flagellés, à mouvements lents, flagellés coloniaux, petites amibes, grandes amibes, *Euglypha* sp, *Trachelophyllum pusillum*, *Chilodonella cucullulus*, *Chilodonella uncinata*, *Colpidium* sp, vorticelles à pédoncules courts, autres vorticelles, *Epistylis* sp, *Aspidisca lynceus*, *Euplotes* sp, grands hypotriches, Rotifères Bdelloïdes, Rotifères monogonota, Nématodes.

Summary

Ph. DUCHENE, E. COTTEUX : The most significant elements of the activated sludge micro-fauna.

Microscopic investigation of activated sludge is an important tool to understand the functioning and to operate WWTP. It completes efficiently other observations and measures, because size, floc aspect, threadlike micro-organisms and microfauna species integrate many factors very uneasy to determine by other means i.e.: "historical" integration, oxygenation mismanagement, toxic shocks, ... This tool has to be used by non specialists with little time to spend on it. So, sludge will generally be observed without preparation (coloration, immobilisation, ...). Consequently many characteristic details such as nuclei do not appear, general shape - very changeable for some groups of ciliated protozoa - may be difficult to use for determination, and rapid protozoa such as some flagellates can be identified mainly thanks to their type of movement.

On the other hand, many protozoa, very frequent, such as *Aspidisca costata*, *Paranema*, ... have little meaning by them-selves. A 15 years practice of microscopic investigations on hundreds of different activated sludge samples leads to a list of species, families, forms with easy to identify criteria. Their significance in various terms (waste water origin, oxygenation problems - treated effluent quality - nitrification efficiency, ...) is specified. Following groups are studied: - *Diplomonadida* - *Monas* sp. - small slowly moving flagellates - colonial flagellates - small *Amoebae* - big *Amoebae* - *Euglypha* - *Trachelophyllum* sp *Chilodonella cucullulus* - *Chilodonella uncinata* - *Colpidium* sp - small *Paramecia* - big *Paramecia* - small short stalked vorticellae other vorticellae - *Epistylis* sp. - *Aspidisca lynceus* - *Euplotes* sp - big hypotrichidae - *Bdelloids Rotifera* *Monogononta Rotifera* - *Nematodes*.



Guide de lutte contre les mousses biologiques stables dans les stations d'épuration à boues activées.

Document technique FNDAE hors-série, 1993, 87p.



Guide technique sur le foisonnement des boues activées.

Document technique FNDAE n°8, 1990, 57p.

http://www.fndae.fr/documentation/numero_8.html



Dysfonctionnements des stations d'épuration : origines et solutions

Document technique FNDAE n° 33, 2005 124p

http://www.fndae.fr/documentation/numero_33.html



Traitement des Boues

- **Gestion de la filière boues activées : importance de la phase d'épaississement avant le traitement des boues. 2013, 3p.**
- **L'épaississement des boues : les règles de bonne gestion. 2001, 11p.**



Gestion de la filière boues activées : importance de la phase d'épaississement avant le traitement des boues. 2013, 3p.



Gestion de la filière boue activée: Importance de la phase d'épaississement avant le traitement des boues

PROBLEMATIQUE

La bonne gestion des boues en excès est essentielle pour garantir l'efficacité du fonctionnement biologique de la station d'épuration (STEP). Un premier document, établi par le GIS BioSTEP en 2001*, mettait l'accent sur la nécessité de raccourcir autant que faire se peut le temps entre l'extraction des boues et leur traitement ultérieur (déshydratation,...) et éviter de fonctionner avec des temps de séjour prolongés des boues en épaississement (l'épaississeur étant parfois utilisé comme un stockeur avec "pourrissement" de la boue). Cette recommandation est toujours d'actualité, mais cela a souvent conduit à extraire les boues biologiques, ce qui permet d'avoir une concentration constante. La conséquence est que lors des appels d'offre, on constate de plus en plus souvent que les cahiers des charges occultent la phase d'épaississement, ce qui conduit les constructeurs à fournir des installations sans équipement d'épaississement des boues, ce qui devient de plus en plus problématique.

Lorsque la STEP fonctionne dans des conditions proches de sa charge nominale, cela ne pose pas trop de problèmes car les concentrations en boue sont suffisamment élevées dans les bassins (4 g/L environ et autour de 6 à 8 g/L en recirculation), valeurs d'entrée qui sont déjà limites pour une déshydratation correcte. Malheureusement, les taux de charge sont généralement inférieurs à 50 %, les STEP sont donc souvent sous-chargées. En conséquence, les consignes du constructeur données pour la capacité nominale de la concentration en boue dans les bassins d'aération doivent être abaissées pour maintenir une charge massique (Cm) cible de 0,1 kg DBO₅/kg MVS.j, sous peine de voir les paramètres de fonctionnement altérés et les coûts d'exploitation s'envoler (énergie électrique notamment : transfert d'oxygène moins bons pour de fortes concentrations de boues, besoins pour la respiration plus élevés).

La présente fiche propose des solutions pour améliorer le fonctionnement de la filière déshydratation et sa bonne gestion.

CAS D'UNE STEP NEUVE

L'épaississement des boues avec des temps de séjour courts est une étape indispensable. Il est impératif d'imposer dans le cahier des charges un équipement dynamique ou autre pour l'épaississement des boues.

*L'épaississement des boues : les règles de bonne gestion <https://gisbiostep.cemagref.fr/les-publications-collectives-1>

CAS D'UNE STEP EXISTANTE (SANS ETAPE D'ÉPAISSISSEMENT)

Il faut mettre en place un équipement d'épaississement dynamique :

- Systèmes d'égouttage : table, tambour, qui permettent de travailler avec des boues à faible concentration. Pour des faibles concentrations, les doses de réactifs risquent d'être très élevées.
 - Centrifugeuse d'épaississement : il faut travailler avec des boues concentrées (de recirculation)
- Dans tous les cas, il faut une bêche d'homogénéisation, qui crée une rupture de charge hydraulique qui lisse et facilite les réglages en dosage de réactifs. De plus, cela permet un fonctionnement stable de l'équipement d'épaississement.

Pour des installations non équipées d'un épaisseur, il est possible de mettre en place un dispositif d'épaississement simplifié pour obtenir une boue épaissie autour de 10 g/L minimum. La base de dimensionnement est de l'ordre de 1h à 2h de temps de séjour dans l'ouvrage, avec un ajout de polymères dont la dose (de 3 à 5 kg/t MS) est à ajuster en fonction des résultats d'épaississement (jar-test).

Sur la base de l'exemple ci-dessous (STEP 3000 EH), la production de boue est de l'ordre de : 45,6 kg de MES /j en raison d'une production spécifique de 0,8 kg de MES/kg de DBO₅ éliminée et d'un rendement en DBO₅ de la station de 95 %. Le volume journalier de boue en excès sur le poste de recirculation est de : 6,38 m³/j.

Dans tous les cas, le dispositif d'épaississement doit être adapté et dimensionné par rapport au fonctionnement continu de l'équipement de déshydratation en aval.

Exemple :

STEP boues activées	Volume BA (m ³)	Cv (kg DBO ₅ /m ³ .j)	Cm (kg DBO ₅ /kg MVS.j)	Taux MVS (%)	[MES] (g/L)
Charge nominale 3000 EH	600	0,3	0,1	75	4
Charge réelle 1200 EH	600	0,12	0,1	75	1,6

Taux de charge	[MES] _{BA} (g/L)	[C] _{moyenne des boues recirculées**} (g/L)	[MES] _{mini en entrée de centri} (g/L)	[C] après épaississement dynamique (g/L)		[C] après épaississement statique (g/L)	[C] après flottation (g/L)
				Issues du BA	Issues des boues recirculées		
100 %	4	6,7	10	30-50	40-60	30	35
40 %	1,6	2,7	10	< 30	< 40	30	35

NB : **fonction du taux de recirculation ici de 150 %

BA = bassin d'aération

[C] = concentration

Les publications collectives – Traitement des Boues

A la lecture du tableau, un système d'épaississement est indispensable pour arriver à 10 g/L.

Dans tous les cas, la concentration des boues recirculées est inférieure à la concentration minimale acceptable pour le bon fonctionnement d'une centrifugeuse ou d'un autre équipement de déshydratation.

Rappel :

La concentration des boues recirculées est fonction du taux de recirculation. A l'équilibre hydraulique et pour des boues disposant d'une bonne aptitude à la décantation (indice de boues < 200 mL/g), le facteur d'épaississement (f) est obtenu par la formule suivante :

$$f = [BR] / [BA] = 1 + 1 / t$$

Pour un taux de recirculation (Tr) de 150 % (soit t = 1,5), le facteur d'épaississement sera donc de 1,67 (f = 1 + 1 / t), soit une concentration moyenne des boues recirculées de 6,7 g/L.

REMARQUES

- Rappelons qu'une STEP doit respecter ses niveaux de rejet dans son domaine de traitement garanti (CCTG fascicule 81 titre II), c'est-à-dire qu'elle doit pouvoir travailler à un taux de charge supérieur à 33%.

- Cas des boues activées avec filtration membranaire : extraction des boues en excès

- lorsque les membranes sont séparées du bassin d'aération, il faut diminuer la recirculation des boues pour augmenter la concentration des boues à déshydrater et les extraire du bloc membranaire.

- lorsque les membranes sont dans le réacteur, il faudra certainement mettre en place un épaisseur pour ne pas augmenter les coûts énergétiques dus à une Cm trop faible.

- Cas de la déphosphatation biologique :

- Les boues issues de déphosphatation biologique ne doivent pas se retrouver en phase anaérobie lors de leur épaisseur. Pour limiter le risque de relargage de phosphore, un épaisseur dynamique ou par flottation est souhaitable. Cela permet de respecter des temps de séjour inférieurs à 2h dans tous les cas.

- En cas de sous-charge importante, les boues recirculées en tête de zone anaérobie sont peu concentrées en MES et souvent riches en oxygène, ce qui pénalise le bon fonctionnement de la zone anaérobie. Dans ce cas, le traitement du phosphore se fera préférentiellement avec des réactifs. Quand la conception le permet, on supprimera la zone anaérobie.



L'épauissement des boues : les règles de bonne gestion. 2001, 11p.

L'épaississement des boues : les règles de bonne gestion

■ J.-P. CANLER¹, A. CAUCHI², Ph. DUCHENE³, P. FERNANDES⁴, A. LARIGAUDERIE⁵, G. LEBOUCHER⁶, R. PUJOL⁶

Introduction

La France possède un parc de stations d'épuration qui avoisine les 15 000 unités. L'ensemble de ces installations fournit annuellement de l'ordre de 800 000 tonnes de boue. Chaque station d'épuration comprend une filière de traitement des eaux usées associée à une filière de traitement des boues. Le bon fonctionnement de l'ensemble est une condition impérative pour satisfaire les exigences de qualité du rejet épuré. Tout dysfonctionnement de la filière boue peut avoir des répercussions graves sur la ligne de traitement des eaux [DUCHENE et coll., 1997].

Les destinations ultimes des boues imposent des traitements visant à diminuer leur volume, afin de réduire notamment le coût de leur transport. Par ces opérations d'épaississement suivies éventuellement d'une déshydratation, l'eau interstitielle est séparée de la boue, puis renvoyée à l'entrée des installations de traitement des eaux. Cette eau issue du traitement des boues constitue l'essentiel de ce que l'on appelle les « retours en tête » de station. On connaît assez bien aujourd'hui ce que représentent ces retours en termes de charges polluantes [BLIN et coll., 1992] et on sait aussi qu'ils peuvent dans certains cas induire le développement de micro-organismes filamenteux [Gis MOUSSES, 1993 ; LARIGAUDERIE et NAULEAU, 1994 ; PUJOL, 1994 ; DUCHENE et COTTEUX, 1998]. Cependant, peu de publications scientifiques ont été diffusées sur l'effet d'une mauvaise gestion des boues extraites, notamment sur la déshydratation, alors même que les exploitants en perçoivent tout l'effet au quotidien.

Le présent article propose des règles simples sur la gestion des épaisseurs des stations d'épuration en aération prolongée de petites et moyennes collectivités, qui sont l'objet de critiques souvent fondées.

Une première partie rappelle les caractéristiques essentielles des ouvrages d'épaississement gravitaire et de stockage des boues liquides. Sont ensuite présentés les résultats d'une étude sur les teneurs des surnageants (retours) et de leur évolution en fonction du temps de « stockage non aéré ».

S'il est évident depuis longtemps [SATESES-CEMAGREF, 1992] que la solution optimale consiste à dissocier les fonctions d'épaississement et de stockage, il est utile de proposer une gestion optimisée des divers ouvrages, silos inclus. Les délais de programmations d'aménagements sur les installations existantes sont trop longs pour ne pas laisser perdurer les modes de gestion les plus néfastes. L'installation d'un épaisseur séparé à temps de séjour court et à extraction des surnageants doit toutefois rester d'actualité et est possible même sur les plus petites tailles de boues activées [BOUTIN et coll., 1998].

Les épaisseurs hersés correspondant à des installations de capacité moyenne terminent cette communication, les résultats en pilote et sur le terrain sont confrontés, une procédure basée sur le suivi de l'état du surnageant est proposée.

1. Fonction et problématique de l'épaississement des boues

1.1. Les ouvrages

Un rappel sur la définition des ouvrages, leur fonction, ainsi que de leur mode théorique de gestion s'impose.

- Les épaisseurs gravitaires (hersés ou non) ont pour fonction d'épaissir et non de stocker. Les temps de séjour des boues sont au maximum de trois jours. Le mode de gestion de ces ouvrages prévoit que l'eau surnageante soit évacuée. Dans la pratique, ces ouvrages sont souvent surdimensionnés, les temps de séjours peuvent alors être supérieurs à 3 jours, ce qui n'est pas sans conséquences sur la qualité de l'eau surnageante.

¹ CEMAGREF, 3 bis quai Chauveau, Lyon Cedex 09.

² Générale des Eaux, Direction technique, 16 bd Malesherbes, 75008 Paris.

³ CEMAGREF, Parc de Tourvoile, BP 44, 92163 Antony Cedex.

⁴ Anjou Recherche, Chemin de la digue, 78600 Maisons-Laffitte.

⁵ SAUR, Direction régionale SAUR France, 3, place du Maréchal Leclerc 37000 Tours.

⁶ Lyonnaise des Eaux, Direction technique, 18 square Edouard VII, 75316 Paris cedex 09.

Fonction		Temps de séjour des boues	Évacuation de l'eau surnageante (théorie)
Épaississement	gravitaire	1 à 3 jours	Oui
	« Stockeur »	1 à 8 jours	Oui et non (selon les pratiques)
<i>La fonction épaissement ne doit pas surtout pas être confondue avec le stockage des boues liquides</i>			
Stockage		> quelques jours à plusieurs mois	Non

Tableau I. Rappel des différents types d'épaisseurs gravitaires

- Les épaisseurs « stockeurs » sont des ouvrages mixtes assurant simultanément épaissement et court stockage, le recours à ce mode de gestion devrait être interdit. Il est en effet responsable de nombreux dysfonctionnements, tant sur la file eau que sur la file boue. Dans la pratique, leur usage est encore hélas assez courant.

- Les silos, ont pour unique fonction de stocker les boues, sans évacuation de l'eau. Dans la pratique, et pour des raisons (souvent fondées) relatives aux difficultés rencontrées dans l'élimination des boues, l'exploitant cherche à optimiser sa durée de stockage en évacuant régulièrement l'eau surnageante, et augmente ainsi très fortement les risques de dysfonctionnements biologiques.

1.2. La fonction "Épaissement"

La boue décantée issue des clarificateurs est introduite dans l'épasseur, c'est en général la première étape du traitement des boues.

Sous la seule action de la pesanteur, l'épaissement statique gravitaire permet de concentrer la boue de deux à huit fois.

Cette technique est employée avant déshydratation plus poussée, mais aussi parfois avant stabilisation ou stockage sous forme liquide, à des fins d'épandage par exemple.

La boue se concentre au fond de l'ouvrage en quelques heures. Le mécanisme est amélioré en présence d'une herse, qui permet d'éviter la formation de poches d'eau dans

la colonne de boues en cours de sédimentation. La boue épaissie est extraite en fond d'ouvrage, tandis que le liquide surnageant est évacué le plus souvent par le haut, puis recyclé en tête de station. Pratiquement, le voile de boue doit se situer à environ un tiers de la profondeur pour éviter les pertes de matières en suspension avec l'eau surnageante évacuée. Il en résulte que le temps de séjour de l'eau est en principe différent et inférieur à celui de la boue à épaissir.

Les conditions préconisées de fonctionnement d'un épaisseur sont :

- alimentation proche du continu (vitesse d'alimentation moyenne 0,5 m/h qui ne doit pas excéder 1 m/h),

- boues d'alimentation peu concentrées (<15 g/l) pour limiter les interactions entre particules,

- temps de séjour de la boue court afin de limiter les fermentations provoquant une surcharge des surverses (idéal : 24 h, max : 48 h) ; le phénomène est aggravé par la présence de boues primaires lorsque la station est dotée d'un décanteur primaire, ces boues étant particulièrement fermentescibles.

Les charges admissibles en MS et les performances usuelles sont rassemblées à titre indicatif dans le *tableau II*.

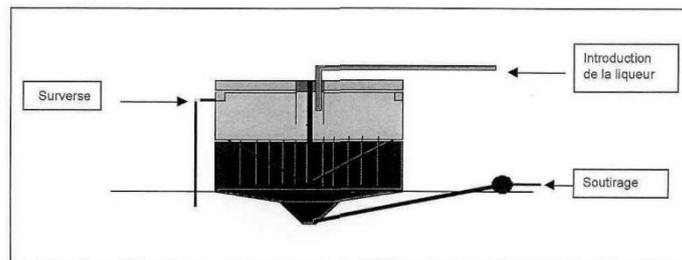


Figure 1. Épasseur gravitaire hersé

	Boues primaires	Boues biologiques, sans décanteur primaire	Boues biologiques, avec décanteur primaire	Boues mixtes
Charge au radier (kg MS/m ² /j)	80 à 120 selon la teneur en MO	25 à 40	30	45 à 70 (influence du rapport boues biologiques sur boues primaires)
Concentration en entrée (g/l)	12	9	7	10
Concentration finale (g/l) (siccité boues épaissies %)	70 à 100 (7 à 10 %)	20 à 30 (2 à 3 %)	20 (2 %)	40 à 60 (4 à 6 %)

Tableau II. Charge au radier et performances [d'après Orv, 1997; DEGREMONT, 1992]

1.3. Les principaux modes de gestion

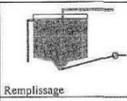
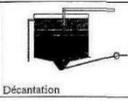
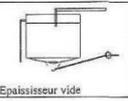
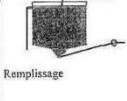
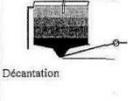
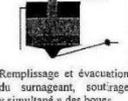
			Tps de séjour de l'eau	Tps de séjour des boues
			MODE 1 Épaisseur gravitaire à temps de séjour court (24h)	24h
			MODE 2 Épaisseur gravitaire à temps de séjour long (>24h)	Supérieur à celui des boues
			MODE 3 et 4 Alimentation continue ou semi-continue. Épaisseur avec évacuation de l'eau par surverse Temps de séjour des boues souvent supérieurs à 48h, temps de séjour de l'eau souvent plus important.	2 à 8 jours

Figure 2. Schémas des principaux modes de gestion d'un épaisseur

2. Évolution de la qualité des surnageants de boues stockées

Cette étude a été réalisée sur le terrain et au laboratoire.

2.1. Caractéristiques des surnageants sur différents sites

Des prélèvements moyens journaliers ont été effectués sur cinq sites afin de caractériser les surnageants des épaisseurs appelés « jus de retours ». Leur composition moyenne est la suivante (tableau III).

Le calcul du temps de séjour de la boue tient compte, en l'absence d'extraction, de la durée moyenne de stockage des boues dans l'ouvrage et, lors d'extractions, du volume de boues extraites par rapport au volume occupé par les boues épaissies pour une période donnée. L'estimation du temps de séjour de l'eau est faite en divisant le volume moyen de surnageant sur la période considérée par le volume moyen apporté.

On observe une augmentation de la septicité lorsque le temps de séjour de la boue est plus élevé dans les ouvrages, mais aussi une forte hétérogénéité des valeurs mesurées d'un site à l'autre. La meilleure qualité des retours est issue du site B, les moins bons pour le traitement biologique sont C, D, E (forte teneur en soufre réduit, forte DCO, etc.).

Une analyse plus détaillée du tableau fait ressortir les tendances suivantes :

- une augmentation de la concentration en azote ammoniacal,
- une diminution des AVT, de la demande chimique en oxygène (DCO filtrée) et du pH,
- dans un premier temps, une augmentation des orthophosphates et de la conductivité, suivie d'une diminution de ces deux paramètres.

L'interprétation de ces résultats s'avère délicate compte tenu des ouvrages testés, de leur mode de gestion différent d'un site à l'autre et des difficultés d'obtenir de l'exploitant un historique précis des événements.

Paramètres	Sites				
	A	B	C	D	E
Temps de séjour de la boue (jours)	1,5	6	16,5	187	187
Temps de séjour du surnageant (jours)	1,5	0,4	16,5	16	160,3
pH (unité pH)	7,5	7,85	6,8	6,4	6,9
E _H (mV/EHN)	nd	+ 270	+ 4	- 148	- 270
Conductivité (µS/cm ²)	1155	915	1897	2290	1868
DCO _f (mg/l)	570	34	233	134	248
N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	29,2	4,0	110,2	165,3	188,4
P-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	17,5	17,9	70,1	26,7	27,4
AVT (mg/l)	220	42	168	100	95
H ₂ S (mg/l)	nd	nd	8,5	13,8	nd

DCO_f : DCO filtrée

AVT : Acidité Volatile Totale exprimée en mg/l en équivalent d'acide acétique. Les AVT représentent les AGV (acides gras volatils) et les acides organiques à chaînes courtes.

Tableau III. Caractéristiques physico-chimiques des divers prélèvements

2.2. Évolution observée en laboratoire

Le suivi contrôlé de l'évolution de différentes boues au cours du temps a été étudié en laboratoire sur plusieurs ouvrages expérimentaux d'un volume de l'ordre de 0, 5 à 1 m³ et à température ambiante (15 à 25 °C).

Les prélèvements de la phase soluble (surnageant) sont effectués en différents points (surface-hauteur). Pour les expérimentations avec brassage, une phase de décantation de quelques heures préalables à l'échantillonnage est appliquée.

Les boues utilisées sont issues des postes de recirculation de différents sites. Les principales caractéristiques des surnageants au début des essais sont homogènes (tableau IV).

Le suivi de l'évolution des composés du surnageant au cours du temps donne les courbes typiques suivantes, pour deux groupes (AVT, DCO_f, H₂S et N-NH₄⁺, P-PO₄³⁻) aux comportements similaires.

Paramètres	pH (unité pH)	DCO _f (mg/l)	N-NH ₄ ⁺ (mg/l)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/l)	AVT (mg/l)	H ₂ S (mg/l)
moyenne	7,1	27	0,7	9,6	43	0,060
écart - type	0,1	3,2	0,3	1,2	5	0,038

Tableau IV. Caractéristiques d'un surnageant frais

Les résultats obtenus appellent les commentaires suivants.

- On observe une augmentation rapide des concentrations pour l'ensemble des paramètres étudiés sur une période d'environ une semaine puis l'évolution dans le temps est différente selon les paramètres retenus, avec :
 - une diminution des concentrations en AVT, DCO_f et H₂S liée à l'activité anaérobie du milieu qui permet l'abattement de la matière organique dissoute (DCO-AVT) avec une production de méthane ; ce gaz favorise un stripping d'H₂S ;

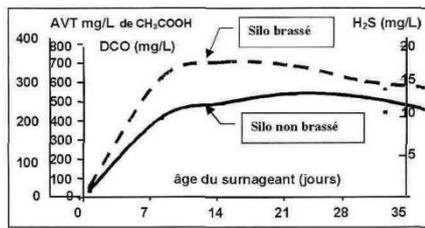
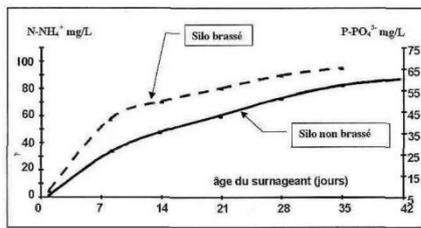


Figure 3. Évolution de la qualité des surnageants de stockage des boues



TSM numéro 4 - avril 2002 - 97^e année

- une augmentation faible de celles des composés azotés et phosphorés par relargage lors de la lyse bactérienne avec une faible utilisation pour le métabolisme bactérien en conditions anaérobies.

- En milieu réducteur, on observe une élévation rapide des composés du surnageant dès le 2^e jour. Parmi ces paramètres, les sulfures et AVT sont des facteurs favorables au développement de certaines bactéries filamenteuses (substrat spécifique à leur développement), en particulier *Microthrix parvicella*.

- Le brassage, pour un même temps de séjour, augmente fortement la concentration de ces paramètres dans les surnageants.

- Sur un jus de retour, la connaissance de la concentration en soufre réduit (H_2S , HS^- , S^{2-}), indicateur de la septicité et paramètre relativement stable en l'absence de stripping permet d'approcher le temps de séjour des boues et/ou du surnageant dans l'ouvrage.

N.B: Le stripping est facilité par le dégagement de méthane (important au bout de 10-15 jours de temps de séjour). On retiendra les ordres de grandeur suivants (tableau V).

Concentration en H_2S (mg/l)	≈ 0	≈ 5	≈ 10	≈ 15
Temps de séjour (en jour)	0 à 1	2 à 3	5	8 à 10

Tableau V. Valeur typique d' H_2S dans les surnageants pour des temps de séjour inférieurs à 10 j

La concentration maximale en soufre réduit obtenue (ici 15 mg/l) dépend essentiellement de la teneur en sulfates des eaux de sortie station, donc de la concentration en sulfate des eaux potables et/ou d'apports industriels.

Pour une concentration en soufre réduit donnée, les temps de séjours peuvent être différents en fonction du stade d'installation du processus d'anaérobiose.

Ainsi, la mesure complémentaire du pH précise le stade du processus anaérobiose donc le temps de séjour (tableau VI).

	Concentration en H_2S	Temps de séjour	pH (unité pH)
Acidogénèse	0 à 15 mg/l	1 à 12 jours	7,8 à 6,9
Acétogénèse et méthanogénèse	15 à 0 mg/l	> 15 jours	< 6,9

Tableau VI. Concentration en H_2S et pH des surnageants dans les stockages de boues liquides

Cette approche des temps de séjour permet de détecter, via des indicateurs assez simples, les risques potentiels d'un dysfonctionnement biologique de la filière eaux.

TSM numéro 4 - avril 2002 - 97^e année

À titre de référence les concentrations typiques d'un surnageant « frais » avec un temps de séjour de 1 jour sont les suivantes (tableau VII).

pH	DCO ⁷	N-NH ₄ ⁺	P-PO ₄ ³⁻	AVT	H ₂ S
7,1	30	<5	10	50	<1

Tableau VII. Concentration typique des surnageants frais (mg/l sauf pH)

Bien qu'on puisse observer exceptionnellement des flux en retour du même ordre de grandeur que celui de la charge entrante, une bonne gestion des ouvrages peut limiter les flux renvoyés en tête de station d'épuration dans les proportions normales suivantes (tableau VIII).

débit	DBO ₅ -DCO	MES	NK	PT
5 à 10 %	15-30 %	5-15 %	10-25 %	5-10 %

Tableau VIII. Contribution des jus de retours à la charge entrante (bonne gestion)

2.3. Premiers enseignements pour limiter la septicité des retours

- L'extraction des boues du bassin d'aération plutôt que du clarificateur représente une solution avantageuse, en tous cas vis-à-vis de l'impact sur le traitement d'eaux⁷.

- Limiter les turbulences lors de la phase d'alimentation afin d'éviter une augmentation des concentrations dans les surnageants. On peut à cet effet préférer les alimentations par le haut de l'ouvrage via un dispositif dissipant l'énergie (clifford...).

- Travailler avec un temps de séjour de l'eau surnageante plus court que celui de la boue par une alimentation régulière de l'ouvrage en eau épurée (effet de dilution). Cet ajout d'eau traitée parallèlement à l'alimentation en boues, a pour but essentiel de renouveler la phase surnageante afin de limiter son évolution trop rapide vers l'anaérobiose. Ce type de gestion peut être assuré par un apport peu important en eau traitée en surface de l'ouvrage, avec des vitesses suffisamment faibles pour éviter tout risque d'entraînement des boues épaissies.

⁷ La fraîcheur des boues, la constance de la concentration lorsque ce bassin est agité en permanence en sont les premiers atouts. Indirectement, la non-extraction du fond du clarificateur permet d'éviter aux exploitants l'erreur (fort commune) de laisser les boues trop longtemps en anoxie pour les épaissir – avec tous les risques biologiques et de débordements nocturnes du voile de boues que cette opération comporte.

3. L'incidence des retours de surnageants septiques des stockages de boues liquides sur la biologie du traitement des eaux, les effets de leur suppression

Suite à une enquête auprès d'un parc de 489 stations de traitement des eaux usées, un moussage biologique touchant 29 % du parc est dénombré. Le principal filament responsable de ce dysfonctionnement est *Microthrix parvicella*. Lors de cette enquête, les exploitants évoquent un lien étroit entre le moussage biologique et la mauvaise gestion des retours de surnageants de la filière boue en tête de station. Les connaissances acquises sur le filament ont révélé que son développement était fortement influencé par la présence d'acides gras volatils, substrat préférentiel à son métabolisme dont l'origine est principalement issue de la fermentation de la matière organique. Sur les stations d'épuration à boues activées, la mauvaise gestion de la filière boue, due à de longs temps de séjour, participe fortement à la production d'acides gras volatils qui sont toujours renvoyés en tête de station, augmentant ainsi fortement les risques d'un moussage biologique.

Face à cette situation, une démarche expérimentale en deux étapes, menée par la SAUR [LARIGAUDERIE et NAULEAU, 1994], a été élaborée afin d'étudier plus précisément l'impact réel des retours de surnageants sur le moussage biologique.

* Lors de la première phase, l'expérimentation a été conduite sur deux unités pilotes dont les paramètres de fonctionnement et de configuration sont identiques mais l'une d'entre elles est alimentée par des retours d'une filière boue à long temps de séjour. Le suivi sur trois mois consécutifs a révélé une absence de moussage sur la file sans retour et un moussage faible et instable sur l'autre. Ces résultats ne permettent pas de lier l'impact des eaux septiques au moussage biologique. En revanche, ils confirment la difficulté de tester des mécanismes biologiques sur des unités pilotes où d'autres facteurs interviennent.

* La seconde étape s'est déroulée sur des installations d'épuration confrontées à un moussage biologique permanent dû, en principe, à des retours septiques de la filière boue. Les surnageants récupérés en surverse d'épaississeur-stockeurs ou des silos à boues permettaient de résoudre les besoins d'augmentation des capacités de stockage des boues. Ces capacités ont été maintenues en incluant un système d'épaississement à partir de boue fraîche à l'amont des stockeurs, avec des temps de séjour de la boue courts (inférieur à 2 jours). L'expérimentation a ainsi consisté à supprimer les retours septiques en tête de

station, en les remplaçant par des eaux issues de l'épaississement des boues fraîches. En l'absence de retour septique sur la filière de traitement des eaux, le problème biologique permanent sur ces sites a complètement disparu. Ces résultats constituent un élément fort confirmant l'approche statistique de la liaison entre les retours septiques du traitement des boues et le développement de certains micro-organismes tels *Microthrix parvicella*.

4. Les épaisseurs hersés

L'objet de cette étude concerne l'optimisation de la gestion des épaisseurs hersés équipant des stations d'épuration de 5 000 à 30 000 EH. Elle a été réalisée sur 4 colonnes de simulation en laboratoire puis sur site avec un autre dispositif expérimental plus grand.

4.1. Modes de gestion des épaisseurs avec herse

4.1.1. Essais pilotes en laboratoire

Les modes de gestion suivants (cf. figures 2 et 4) ont été simulés dans une unité pilote constituée de 4 colonnes de 22 litres équipées d'une pompe d'alimentation et d'une cuve aérée de stockage de boues non épaissies issues d'un clarificateur :

- ① Une seule alimentation, pas d'extraction (stockage).
- ② Vidange complète de la colonne au bout de 24 h (c'est-à-dire vidange de l'eau et des boues).
- ③ Évacuation du surnageant par piquage, temps de séjour de l'eau inférieur à celui des boues car on soutire l'eau.
- ④ Évacuation du surnageant par surverse.

NB : Les modes 3 et 4 diffèrent par le mode d'évacuation de l'eau, mais les temps de séjours de l'eau et des boues sont du même ordre de grandeur.

Le suivi a consisté à observer l'évolution des paramètres caractéristiques du surnageant en fonction des modifications imposées dans le mode de gestion des différentes colonnes.

Les paramètres sélectionnés permettant un suivi de la qualité du mode de gestion sont les matières sèches, les acides gras volatils, la demande chimique en oxygène, l'azote ammoniacal, les orthophosphates, le sulfure d'hydrogène. Les analyses ont été effectuées sur les surverses, sur les boues épaissies et les centrats associés, appelés eau interstitielle, de chacune des 4 colonnes pendant 15 jours. Le tableau IX fournit une comparaison relative de l'impact de chaque mode de gestion sur les retours en tête.

Là encore, on observe que l'impact négatif le plus faible enregistré sur les retours en tête correspond aux boues dont le temps de séjour dans la colonne est le plus court (mode 2).

TSM numéro 4 - avril 2002 - 97^e année

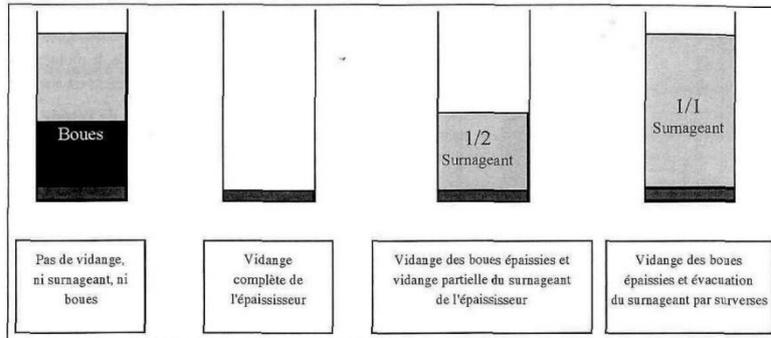


Figure 4. État des épaisseurs après les quatre modes de gestion

Mode gestion	1	2	3 et 4
	Colonne vidée toutes les 24 h	Age des boues > 48h	Par piquages
pH	++	-	+
Rédox	++	+	-
AGV	++	--	++
DCO	+	--	++
NH4	++	--	++
H2S	++	--	+-
PO4	ne	--	ne

ne : non exploitable
Bonne qualité de la phase liquide : ++ / + / - / --

Tableau IX. Caractéristiques de l'eau associées à différents modes de gestion

4.1.2. Impact de l'anaérobiose sur la déshydratation

La valeur de TSCs⁸ exprime la filtrabilité d'une boue. La filtration a lieu sous l'effet de la force de succion par capillarité sur un filtre rigide. La valeur de TSCs correspond au temps, en secondes, nécessaire à la ligne de front d'un filtrat pour parcourir 1 cm sur un papier filtre rapporté à la concentration de matière sèche (s/(g MS/l)). Plus cette valeur est faible, meilleure est l'aptitude à la déshydratation.

Ce paramètre a été mesuré sur les boues des différentes colonnes, les résultats figurent au tableau X.

Temps de séjour des boues en jours	TSCs s/(g MS/l)			
	Mode 1	Mode 2	Mode 3	Mode 4
1	-	0,80	0,88	0,86
4 (Week-end)	-	1,28	1,30	1,24
12	1,4	-	-	-

Tableau X. Aptitude à la déshydratation en fonction du temps des boues en anaérobiose

8. TSCs : Temps de succion capillaire spécifique.

Cette expérience de laboratoire montre qu'un temps de séjour de 1 jour fournit les meilleures aptitudes de la boue à la déshydratation. On voit aussi que l'impact du stockage des boues au cours d'un week-end prolongé est négatif sur le comportement des boues lors du test. Les séjours prolongés des boues en anaérobiose altèrent leur aptitude à la déshydratation, ce qui d'ailleurs se vérifie aussi sur le terrain.

Les résultats confirment à nouveau qu'un épaisseur ne doit pas être utilisé comme un stockeur.

4.1.3. Essais sur une usine d'épuration

- Conditions des essais

Deux unités pilote ont été installées sur site. Les deux colonnes ont des hauteurs comparables (2,80 m) à celle de l'épaisseur de la station, les diamètres sont de 0,30 m pour limiter les effets de parois; les colonnes sont munies d'une herse comme l'ouvrage de la station. Une colonne sert de témoin, l'autre est utilisée selon différents modes de gestion.

La phase 1 des essais consiste à caler le système avec des conditions identiques (temps de séjour...) dans les deux colonnes et dans l'épaisseur de la station.

Dès que la stabilité du système est acquise, la seconde phase démarre. Elle consiste à appliquer les nouveaux modes de gestion à la fois sur la seconde colonne du pilote et sur l'épaisseur réel. La première colonne sert quant à elle de référence. Les différents modes de gestion exposés plus haut ont été appliqués successivement.

- Résultats

L'épaisseur réel et les colonnes ont donné des résultats très comparables pour un même mode de gestion. La comparaison entre la colonne de référence gérée par surverses et les deux autres modes de gestion traduit claire-

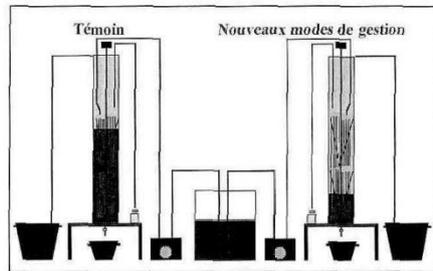


Figure 5. Colonnes d'essai sur site

ment que la qualité des boues épaissies est améliorée par les modes de gestion à faible temps de séjour dans l'ouvrage d'épaississement.

Les graphes montrent que la qualité de l'eau interstitielle s'améliore tout au long de la semaine, les résultats les moins bons étant observés après le week-end.

Toutefois, il est possible en extrayant au maximum les boues de l'épaississeur avant et après la fin de semaine d'en limiter les effets.

Le suivi analytique de la DCO (concentration ou flux) permet de comparer les modes de gestion de l'épaississeur. Plus basse sera la DCO du filtrat, du centrat ou du surnageant, plus l'épaississeur aura un fonctionnement optimum. L'établissement d'un profil de concentration en DCO à ne pas dépasser en fonction du jour de la semaine peut devenir dans ce cas un outil de gestion potentiel à constituer au cas par cas.

Remarque : En cas de dysfonctionnement majeur de l'épaississeur, il existe des traitements chimiques susceptibles de corriger la situation. Toutefois, le problème reste latent et peut repartir dès que le traitement est arrêté.

4.1.4. Principaux enseignements de l'étude sur les épaisseurs hersés

Il est souhaitable, quand c'est possible, de mettre en place un mode de gestion basé sur la vidange complète des boues aussi rapidement que possible. Non seulement ce type de gestion permet de minimiser les flux de retours en tête du traitement des eaux mais encore il permet de stabiliser la qualité de la boue à déshydrater. Ainsi, sur le site de l'étude, la siccité a été améliorée de deux points grâce à cette gestion optimisée.

En revanche, ce mode de gestion est le plus contraignant car il demande un temps de travail plus important.

Dans le cas étudié, il a été indispensable de soustraire les boues épaissies tous les jours pendant 4 heures au minimum pour rattraper les 3 jours de non-extraction correspondant à la fin de semaine.

En pratique, il faut donc s'adapter aux contraintes locales, qu'elles soient techniques ou économiques. La modification du volume des ouvrages, l'utilisation de piquage ou de systèmes de pompes pour extraire rapidement les surnageants peuvent être de bons compromis.

Pour les fins de semaine ou en cas de sous-charge notable de l'ouvrage, une vidange totale le dernier jour de déshydratation de la semaine (le vendredi soir en général) et une nouvelle alimentation de l'épaississeur la veille de la reprise

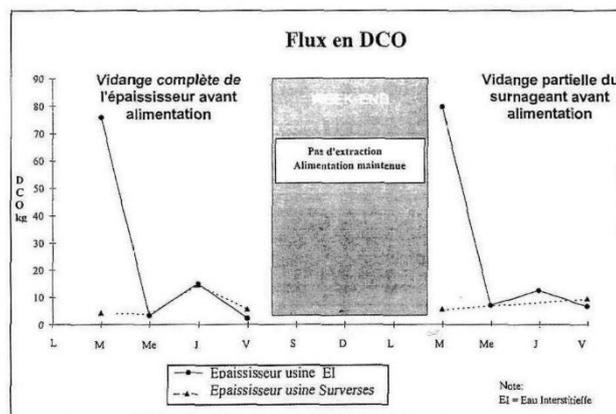


Figure 6. Suivi des flux de DCO selon les modes de gestion d'un épaisseur réel

du traitement des boues (dès le dimanche) peuvent être une bonne solution pour les stations de taille moyenne.

4.2. Quelques règles pour les épaisseurs hersés

- Un suivi de l'épaisseur est souhaitable, soit à partir de prélèvements des surverses de l'épaisseur, soit des concentrats ou filtrats de l'outil de déshydratation. On analysera les paramètres suivants: pH, potentiel redox, DCO, azote ammoniacal et sulfure d'hydrogène. Une chute du pH et du redox corrélée à une hausse de la DCO, soufre réduit et azote ammoniacal indique une mauvaise gestion de l'ouvrage. Le suivi peut se limiter à la DCO (méthode simple et largement répandue).

- Un temps de séjour de 1 jour pour les boues ne signifie pas automatiquement un temps de séjour identique pour le surnageant. Dans la pratique, si l'épaisseur est géré à volume constant (par débordement continu ou pas) et fonctionne en sous-charge, les temps de séjour des boues et du surnageant peuvent être différents.

- Un temps de séjour de l'eau des surnageants en permanence inférieur à deux jours est souhaitable dans le cas d'une déshydratation.

- Les préconisations doivent tenir compte des contraintes de terrain comme le calendrier d'extraction des boues du clarificateur, les contraintes en personnel, les contraintes en énergie, les dimensions de l'ouvrage existant.

- Des piquages à différentes hauteurs ou tout autre système permettant d'évacuer le surnageant est à retenir.

- Les vidanges en fin de semaine ouvrée devraient pouvoir être mises en pratique partout où cela est possible (et évidemment pas aux charges massiques moyennes et fortes des boues activées).

Conclusion

La conclusion fondamentale de cette étude s'impose très clairement : **on doit éviter le passage des boues en anaérobiose dans l'épaisseur.**

Le bon fonctionnement de l'épaulement gravitaire est un élément essentiel de la fiabilité d'une station d'épuration.

L'épaulement dynamique (tapis ou grilles d'égouttage, flottateurs, centrifugeuses) couplé à un stockage liquide (silo) sans extraction d'eau ou à une déshydratation avec stockage préalable minimisé est la solution optimale.

La caractérisation fine des surnageants retournant en tête de station présentée montre l'hétérogénéité des concentrations d'une station à l'autre. L'évolution des composés témoins du passage en fermentation (AVT, soufre réduit,

etc.) est très rapide : par ex, des boues initialement saines contiennent jusqu'à 10 mg/l de soufre réduit au bout de cinq jours.

Les épaisseurs hersés délivrent des retours en tête qui toute chose étant égale par ailleurs, présentent des concentrations en composés fermentés plus élevés que ceux provenant d'épaulements non hersés (remise en solution facilitée).

Un indicateur simple de suivi de l'évolution de la qualité des boues est proposé, la DCO des surnageants dont le suivi permet indirectement de juger de l'état de « décomposition » de la boue épaulement.

Les risques potentiels d'une mauvaise gestion de l'épaulement sont :

- augmentation des charges en entrée des stations (via les retours en tête et donc surtout d'exploitation au minimum),

- augmentation des AVT, septicité, facteurs amorçant souvent un phénomène de foisonnement des boues biologiques (développement de bactéries filamenteuses),

- diminution de l'aptitude à la déshydratation (TSC plus élevé),

- apparition d'odeurs sur le site.

Cela impose d'appliquer un mode de gestion adapté visant à réduire au minimum le temps de séjour des boues dans cet ouvrage (**valeur guide: ne pas dépasser deux jours**).

Le passage en anaérobiose est favorisé par des boues de qualité médiocre (indice de boue élevé), épaulement sous-charge, ou mélange avec des boues primaires.

Les études réalisées permettent de rappeler et préciser quelques règles essentielles applicables sur le terrain.

- Disposer d'un ouvrage dimensionné selon les règles de l'art [BOUTIN et coll., 1998] et alimenté à partir de boues décantées « rapidement ».

- Utiliser des épaulements dynamiques alimentés directement à partir des bassins d'aération (boues « non septiques »), mais cette solution n'est pas toujours la plus économique (réactifs...).

- Minimiser la septicité des retours en adoptant une alimentation de l'ouvrage par le haut avec un dispositif de dissipation de l'énergie (chifford).

- Renouveler le surnageant par une alimentation continue (faible débit) d'eau épurée pour limiter le passage en anaérobiose (petits ouvrages).

- La période de fin de semaine (surtout si elle est prolongée) est fréquemment à l'origine de dysfonctionnement de la chaîne boue en raison de l'absence de soutirage de l'épaulement (stations de petite ou moyenne capacité). Le mode de gestion pragmatique (déjà en vigueur sur

nombre stations) consiste chaque fois que possible à « vider » autant que faire se peut l'ouvrage d'épaississement le dernier jour ouvré.

En définitive, chaque cas reste particulier (moyens disponibles variables), mais il faut réduire au minimum les temps d'épaississement pour limiter l'impact de cet ouvrage sur le bon fonctionnement général de la station. Cela n'est pas toujours simple quand la contrainte imposée au niveau du traitement des boues est d'obtenir la concentration épaisse la plus forte. La bonne marche d'une station implique l'application de règles de bonne pratique à tous les niveaux (conception, gestion des boues, gestion de l'aération, gestion de la recirculation, etc.).

Pour les silos de stockage de boues liquides qui passent nécessairement en anaérobiose, on doit exclure les retours en tête de station d'épuration. Lorsqu'il n'est pas possible de supprimer ces retours de surnageant, la limitation des turbulences lors de l'alimentation, une diminution du temps de séjour des surnageants par une alimentation régulière en eau épurée sont des pistes pour réduire l'impact des retours en tête sur l'équilibre biologique du traitement des eaux.

L'importance de ces retours en tête en provenance du traitement des boues dans les cas de dysfonctionnements biologiques en France mérite des travaux complémentaires, notamment en matière de traitements de ces retours (oxydation, aération, stripping, filtration sur lit de sable dédié, devraient être les pistes étudiées).

Bibliographie

BLIN E., BOUSSEAU A., GRUOIS P. (1992). "L'impact des retours en tête du traitement des boues sur le fonctionnement d'une station d'épuration". *L'eau, l'Industrie et les Nuisances* n° 160, p. 53-56.

BOUTIN C., DUCHENE Ph., LIENARD A. (1998). "Filières d'épuration adaptées aux petites collectivités", CEMAGREF - CSTB - Ministère de l'Agriculture, *Documentation technique FNDAE n° 22*, Ed. CEMAGREF - DICOVA, Antony, 87 p.

DEGREMONT (1989). "Mémento technique de l'eau" - 9^e éd., Ed. Degremont, Rueil-Malmaison, 1459 p.

DUCHENE Ph., COTTEUX E. (1998). "La problématique des dysfonctionnements biologiques : bulking et moussage biologique en boues activées", *Tribune de l'eau*, vol 59, n° 5, p. 59-66.

DUCHENE Ph., LESAVRE J., FAYOUX Ch., LORRE E. (1997). "Assainissement des collectivités rurales : contraintes techniques et économiques particulières et perspectives", In : 7^e congrès de l'AGHTM, La Rochelle (France), 12-16 mai 1997, p. 477-503.

GIS-MOUSSES (1993) "Guide de lutte contre les mousses biologiques stables dans les stations d'épuration à boues activées", *Documentation technique FNDAE n° Hors série*, 58 p.

LARIGAUDERIE A., NAULEAU F. (1994). "Mousses biologiques : influence des surnageants de silos à boues", In : Dysfonctionnements biologiques dans les stations d'épuration à boues activées, BALLAY D., DUCHENE Ph., LECLERC L.A. et SACHON G., Actes du colloque "Pollutec 94" Ed. CEMAGREF DICOVA, Antony, p. 31-38.

Orv (1997). "Traiter et valoriser les boues", Ed. OTV, Saint-Maurice, 457 p.

PUJOL R. (1994). "Les problèmes biologiques : évolution de leur compréhension et de leur maîtrise", In : Dysfonctionnements biologiques dans les stations d'épuration à boues activées, BALLAY D., DUCHENE Ph., LECLERC L.A. et SACHON G., Actes du colloque "Pollutec 94" Ed., CEMAGREF DICOVA, Antony, p. 9-18.

SATESES - CEMAGREF (1992). "Stations d'épuration : dispositions constructives pour améliorer leur fonctionnement et faciliter leur exploitation", *Documentation technique FNDAE n° 5 bis* Ed. CEMAGREF-DICOVA, Anton, 40 p.

CIFEC INFO 436b



SACHETS STERILES pour prélèvements de solides et de liquides

Stériles et étanches vides ou remplis jusqu'à 80°C
Soudures sur trois côtés: étanchéité et solidité améliorées par rapport aux sachets fabriqués à partir de tube)
Modèles spéciaux pour analyses de lait, produits alimentaires, eau potable, eau de piscine (avec thiosulfate)
Gain de place sachet vide et plein. Gain de poids lors du transport
Plus de verrerie encombrante et fragile à nettoyer et à stériliser.
Stérilisés à l'oxyde d'éthylène. Contenance de 30 à 2000 cm³.
Éponges stériles de prélèvement de surface.
Canne, pince, panier, cuillère et louche de prélèvement.

Notice gratuite sur demande CIFEC N°436b - Préciser votre spécialité

CIFEC, 12 bis rue du Cdt Pilot, F92200 Neully/Seine - Tél: 33 (0)1 4640 4949, Fax: 33 (0)1 4640 0087, Email: info@cifec-sa.fr, Web: www.cifec-sa.fr

Résumé

J.-P. CANLER, A. CAUCHI, Ph. DUCHENE, P. FERNANDES, A. LARIGAUDERIE, G. LEBOUCHER, R. PUJOL. L'épaississement des boues : les règles de bonne gestion

Dans les stations d'épuration, les interactions entre les divers étapes du traitement des eaux usées et des boues en excès sont fortes. Ainsi, une conduite appropriée de l'épaississement des boues minimise les impacts des eaux de retour de traitement des boues (surnageant, filtrat) sur la biologie des boues activées et optimise l'éventuelle étape de déshydratation des boues.

Le Gis BIOSTEP rassemblant les trois grands groupes français de l'eau et le Cemagref a réuni ses capacités techniques et scientifiques pour établir quelques règles simples de bonne gestion des épaissements des boues activées.

Les caractérisations des surnageants et de l'eau interstitielle suivant le mode de gestion (temps de séjour des boues et de l'eau variables selon le mode de gestion) donne des résultats concordants en pilotes de laboratoire et en taille réelle. Elle a permis d'identifier les indicateurs (pH, DCO du surnageant...) du passage en anaérobiose qui est précisément ce qu'une saine gestion doit éviter. L'impact de l'anaérobiose en épaissement sur le traitement des eaux (développement de bactéries filamenteuses, le plus souvent *Microthrix parvicella*) et sur la déshydratation est démontré.

Des règles de conception (séparation de l'épaississeur et du stockage des boues, préférence à donner à l'épaississement dynamique...), de gestion (temps de séjour des boues en épaissement toujours inférieur à 2 jours, vidange complète avant le week-end...) sont énoncées pour les divers types d'épaississeurs statiques mais aussi pour les silos de stockage des boues.

Summary

J.-P. CANLER, A. CAUCHI, Ph. DUCHENE, P. FERNANDES, A. LARIGAUDERIE, G. LEBOUCHER, R. PUJOL. Thichening : safe operation rules

At wastewater treatment plants, there are strong interactions between the diverse stages of wastewater treatment and excess sludge treatment. In this way appropriate operation of sludge thickening minimizes the deleterious effects of the return water from the sludge treatment (supernatant, filtrate,...) to the activated sludge biology and optimizes the possible sludge dewatering stage.

Gis BIOSTEP which links the three major french companies specialised with WWTP operation and Cemagref combined their technical and scientific capacities to define some simple rules for safe operation of activated sludge thickeners.

Supernatant and sludge water characteristics have been measured with different operation schemes (i.e. different residence times of sludge and supernatant in the thickener). They agree at lab and full scale and lead to identify indicators (supernatant pH, COD...) of the change to anaerobiosis, which is exactly what safe operation should avoid. The effect of anaerobic conditions in the thickener to wastewater treatment (filamentous microorganisms development, mainly *Microthrix parvicella*) and to sludge dewatering is proved.

Rules for design (splitting up of sludge thickening and storage), for operation (sludge residence time in thickeners always less than 2 days; total emptying before weekends) are established for different types of static thickeners as well as for sludge storage tanks.

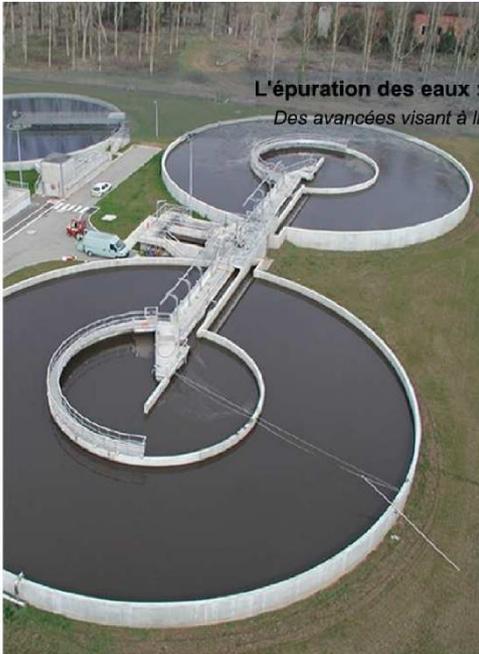
Colloque la Feyssine

Le colloque « l'épuration des eaux : recherche et ingénierie au service des collectivités », organisé par le Cemagref et le Grand Lyon, s'est déroulé du 8 au 9 novembre 2011 à l'espace tête d'or à Lyon/Villeurbanne.

Communication du GIS : présentation et acte.



Colloque Cemagref - Grand Lyon, 8 - 9 novembre 2011



L'épuration des eaux : recherche et ingénierie au service des collectivités
Des avancées visant à limiter les impacts sur le milieu et à préserver nos ressources

GIS BIOSTEP

Contribution à la maîtrise des problèmes biologiques des STEP.

Anne CAUCHI - VEOLIA EAU

pour l'équipe du GIS :

B. Barillon (Suez Environnement), J.P. Canler et L. Juzan (Cemagref), N. Hyvrard et A. Larigauderie (Saur), J. Ochoa (Veolia Eau VERI), O. Pétrimaux (Vinci Environnement), R. Pujol (Lyonnaise des eaux),



GIS BIOSTEP : un peu d'histoire ...

- Le GIS BIOSTEP succède au GIS MOUSSE créé en 1989 à l'initiative du CEMAGREF
- Ses membres : experts du traitement des eaux usées
- Un domaine non concurrentiel : Identification, analyse et maîtrise des dysfonctionnements biologiques des procédés d'épuration
- Un maître mot : le partage d'expériences
- Un objectif : la restitution aux professionnels (notamment les exploitants)

L'épuration des eaux : recherche et ingénierie au service des collectivités
Des avancées visant à limiter les impacts sur le milieu et à préserver nos ressources.



Mode de fonctionnement

- Des réunions régulières d'échanges
- Le choix de sujets d'intérêt
- Le choix de la forme du document produit
 - ⇒ *Courte note*
 - ⇒ *Questions/réponses*
 - ⇒ *Document détaillé*
- La mise en ligne des documents produits et éléments bibliographiques
 - un site ouvert à tous : gisbiostep.cemagref.fr

L'épuration des eaux : recherche et ingénierie au service des collectivités
Des avancées visant à limiter les impacts sur le milieu et à préserver nos ressources.



Quelques sujets en cours

- Sujets actuellement à l'étude :
 - ⇒ *La « bioaugmentation »*
 - ⇒ *L'effet des chlorures sur le fonctionnement biologique d'une STEP*
 - ⇒ *Comment redémarrer une STEP qui a perdu ses boues, sans ensemencement ?*
 - ⇒ *Les techniques alternatives à la chloration*
- Comprendre notre fonctionnement : deux types d'approches complémentaires

L'épuration des eaux : recherche et ingénierie au service des collectivités
Des avancées visant à limiter les impacts sur le milieu et à préserver nos ressources.



Méthode de travail

- A partir d'un sujet retenu par le groupe, faut-il ou non des études complémentaires ?
 - ⇒ *Mise en commun des connaissances acquises sur le sujet par les participants (thème des sulfures)*
 - ⇒ *A partir d'une étude de cas, le groupe reprend le sujet pour le généraliser si possible (thème de la bioaugmentation)*
 - ⇒ *Mise en place d'étude spécifique sur un sujet qui le nécessite (mousses biologiques)*

L'épuration des eaux : recherche et ingénierie au service des collectivités
Des avancées visant à limiter les impacts sur le milieu et à préserver nos ressources.



Deux exemples pour illustrer

- **La bioaugmentation**
 - ⇒ *Implantation d'espèces fongiques*
 - ⇒ *Application pour la filière eau*
- **Gestion des fortes variations de charge en station touristique (sport d'hiver)**
 - ⇒ *Traitement de l'azote*
 - ⇒ *Températures froides*

L'épuration des eaux : recherche et ingénierie au service des collectivités
Des avancées visant à limiter les impacts sur le milieu et à préserver nos ressources.



1 : Bioaugmentation fongique pour le traitement de l'eau

- **Bioaugmentation** : « *biomasse spécialisée pour améliorer les performances épuratoires* »
- **Sujet d'intérêt** :
 - ⇒ *Nombreuses sollicitations des exploitants par des fournisseurs,*
 - ⇒ *Beaucoup de questions vers les experts de chaque structure (Cemagref, Lyonnaise des Eaux, Veolia Eau, Saur, Sogea, ...)*
- **Site idéal de test identifié** : deux files de traitement totalement séparées fonctionnant en parallèle permettant une file témoin et une file de test.
- **Partage d'informations validé** entre Veolia Eau et le GIS, le Cemagref au titre du GIS participe alors à l'étude.

L'épuration des eaux : recherche et ingénierie au service des collectivités
Des avancées visant à limiter les impacts sur le milieu et à préserver nos ressources.

Contexte

- Station de 45000 EH, 2 files strictement séparées, paramètres de fonctionnement identiques et vérifiés

	PHASE 1		PHASE 2	
	File 1	File 2	File 1	File 2
Age des boues (j)	17	18	13	15
Charge volumique (kgDCO/m ³ /j)	0.45	0.45	0.48	0.48

- **Objectif** : évaluer l'effet d'un apport fongique sur la filière de **traitement des eaux**
- **Effets revendiqués par le fournisseur** :
 - ⇒ *Réduction de 20% sur la consommation électrique*
 - ⇒ *Réduction de 20 % sur la production de boues*
 - ⇒ *Réduction de 40% sur la consommation de polymère*
 - ⇒ *Amélioration de la décantation*
- **Obligation** : pas de dégradation des performances épuratoires
- **Durée de l'étude** : 7 mois consécutifs

L'épuration des eaux : recherche et ingénierie au service des collectivités
Des avancées visant à limiter les impacts sur le milieu et à préserver nos ressources.



Mode opératoire

- Protocole et dosage définis par le fournisseur
- Protocole scientifique de suivi
- Injection du cocktail (mycélium + levures) dans la recirculation de la file test
- Conditions requises par le fournisseur :
 - ⇒ *Diminution de l'O2 fourni pour permettre l'adaptation de la flore fongique (basculement du mode redox en mode cadence-durée)*

Période	Aération	PHASE 1
J1 → J15	100%	Ensemencement
J16 → J 25	95 %	Entretien – adaptation biomasse aux nouvelles conditions
J26 → J35	90 %	Entretien – adaptation biomasse aux nouvelles conditions
J 36 → J 45	85 %	Entretien – adaptation biomasse aux nouvelles conditions
J 46 → 59	80 %	Entretien – adaptation et stabilisation
J 60 → J 85	-	Période de validation du test en phase stabilisée
J 86 → J 210	-	Idem pour Phase 2 avec changement des files

L'épuration des eaux : recherche et ingénierie au service des collectivités
Des avancées visant à limiter les impacts sur le milieu et à préserver nos ressources.

Résultats essentiels

PARAMETRE	OBJECTIF	RESULTAT
Implantation des espèces fongiques	OUI	NON
Consommation électrique d'aération	- 20 %	-10 % ☹️ ↘ NH ₄
Production de boues	-20 %	+ 7 %
Consommation de polymères	-40 %	+ 21 %
Performances épuratoires	Maintenues voire améliorées	☹️ ↘

⇒ **L'injection d'un cocktail fongique n'a pas permis d'atteindre les objectifs annoncés aussi bien sur le plan technique qu'économique**

L'épuration des eaux : recherche et ingénierie au service des collectivités
Des avancées visant à limiter les impacts sur le milieu et à préserver nos ressources.



2- Gestion des fortes variations de charge en station touristique

- **Problématique** : comment faire face aux variations de charge brutales pour respecter le niveau de rejet en azote ammoniacal (biomasse nitrifiante)
- **Sujet d'intérêt** pour les stations de sport d'hiver (périodes critiques vacances d'hiver)
- **Valorisation du travail du Cemagref** avec apport de points complémentaires par le GIS.

L'épuration des eaux : recherche et ingénierie au service des collectivités
Des avancées visant à limiter les impacts sur le milieu et à préserver nos ressources.



Méthode de travail et objectifs:

- **Sujet Cemagref, objectifs recherchés :**
 - ⇒ *Identification de la variation de charge limite pour chaque procédé*
 - ⇒ *étude de différents scénarios pour optimiser la variation de charge limite (plusieurs files, alternances, rotation,...)*
 - **Alternatives aux limites de conception**
 - ⇒ *injection d'un substrat azoté pour augmenter progressivement la biomasse nitrifiante en préparation à une brusque augmentation de charge*
- **Ce point, étudié par le Cemagref, a été repris par le GIS pour une meilleure vulgarisation des résultats**

L'épuration des eaux : recherche et ingénierie au service des collectivités
Des avancées visant à limiter les impacts sur le milieu et à préserver nos ressources.



Conditions de mise en œuvre

- **Principe** : injection d'une source d'azote ammoniacal pour accroître la population de bactéries nitrifiantes,
- **Domaine d'application** :
 - ⇒ *biofiltre, MBBR, BRM*
- **Conditions impératives** :
 - ⇒ *existence de plusieurs files pour faciliter la montée en charge (rotation ou alternance pour maintenir en vie la biomasse)*
 - ⇒ *non applicable en présence d'un clarificateur (dénitrification)*
 - ⇒ *contrôle du TAC*
- Lors d'une brusque montée en charge, la cinétique de croissance bactérienne la plus contraignante est celle de la nitrification (μ et $T^{\circ}\text{C}$)

L'épuration des eaux : recherche et ingénierie au service des collectivités
Des avancées visant à limiter les impacts sur le milieu et à préserver nos ressources.



Démarche

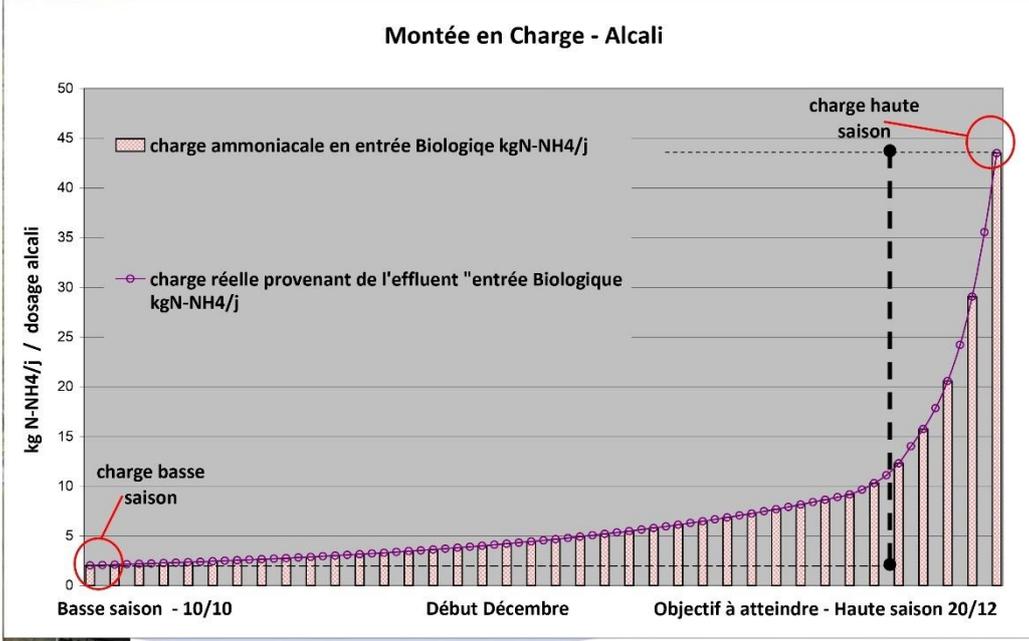
→ Exemple : cas d'une station de ski, période de Noël, préparation de la montée en charge

- Calcul de la variation de charge la plus contraignante
- Définir de la durée de la préparation de la biomasse par injection d'alcali ($T^{\circ}\text{C}$)
- La quantité d'alcali ajoutée est fonction de la biomasse présente (μ)
- Vérification de la disponibilité en carbone minéral (TAC)

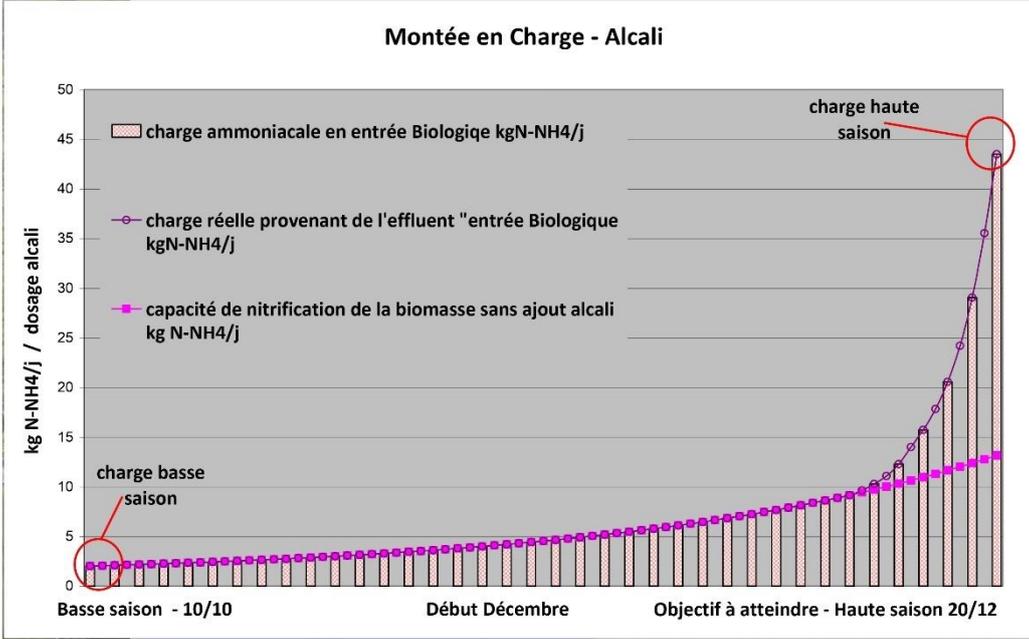
L'épuration des eaux : recherche et ingénierie au service des collectivités
Des avancées visant à limiter les impacts sur le milieu et à préserver nos ressources.



- **Coefficient de variation de charge = 17**
 (basse saison 2.5 kg N-NH4 → haute saison 43 kg N-NH4 en qq jours)

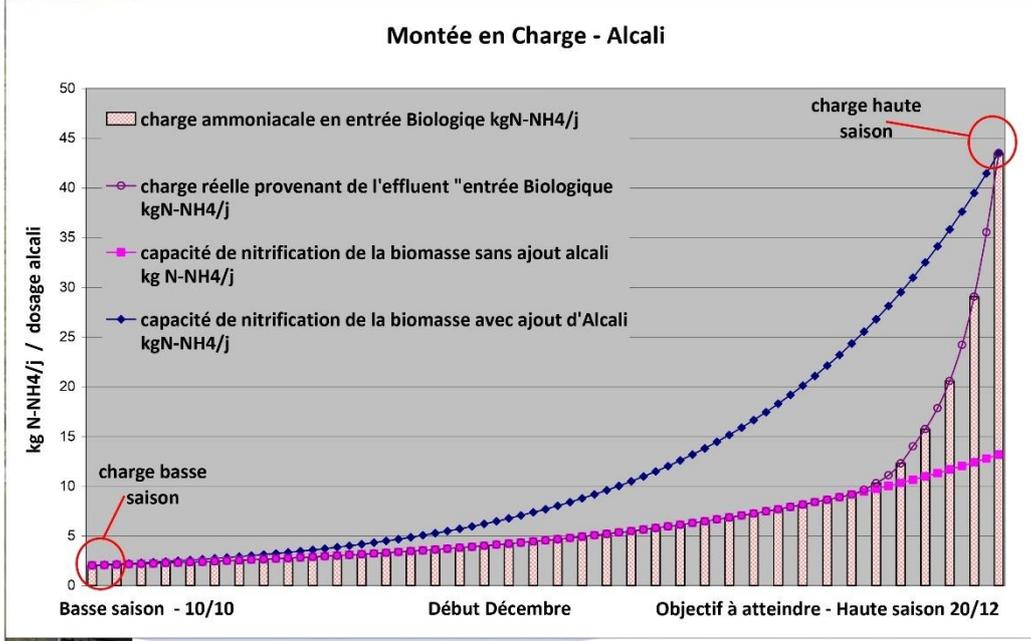


- **Potentiel de nitrification existant trop faible**

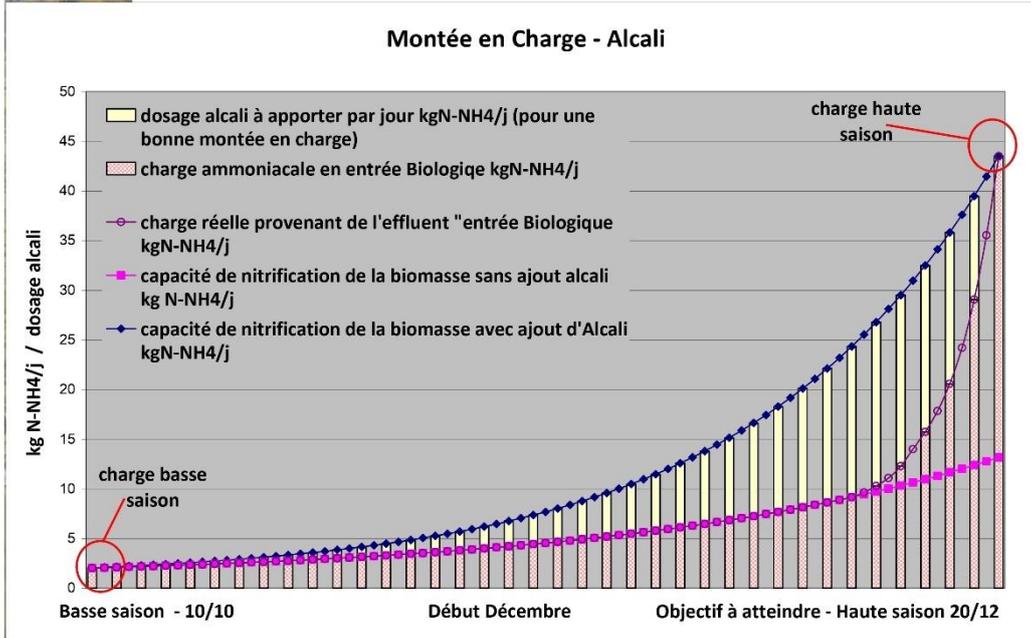




- Calcul de la population de bactéries nitrifiantes à développer (μ -T°C)



- Calcul de la quantité d'alcali à apporter





LE GIS BIOSTEP

- Le Gis a 23 ans, il a atteint l'âge de raison, il poursuit son chemin, pensez à consulter son site internet

www.gisbiostep.cemaqref.fr

- N'hésitez pas à nous contacter, et à laisser vos questions
- Les thèmes à venir :

Les limites de charge issue d'apports extérieurs : matières de curage, lixiviats,....	
Les limites de traitements des principales filières de traitement des eaux usées	
Méthodes de calcul de la production de boues (selon les process et les domaines de charge) et données actualisées	
Typologie des MVS dans les boues selon les filières de traitement	
Comment stabiliser la concentration des boues extraites du clarificateur pour leur déshydratation ?	
Les différents capteurs sur station d'épuration (priorités, valeurs guide de calage, différentes technologies)	
Etat des connaissances sur le moussage dans les digesteurs (co-digestion)	
Traitement des retours septiques issus de la filière boue	
Le moussage des autres technologies que les boues activées	
Quelles analyses et quelles références pour déterminer l'origine du moussage (graisse, EPS - organigramme) ?	

L'épuration des eaux : recherche et ingénierie au service des collectivités
Des avancées visant à limiter les impacts sur le milieu et à préserver nos ressources.



Merci de votre attention



FAQ - Foire aux Questions

Les réponses aux 5 questions suivantes supposent qu'on est dans le cas d'une boue activée avec décantation secondaire et ne s'appliquent en aucun cas à un traitement primaire en amont de biofiltres ou MBBR.

La présence d'un décanteur primaire peut-elle créer des carences en carbone sur l'étage biologique ?

Oui, cela impacte essentiellement la capacité à dénitrifier.

Comment peut-on remédier à ce problème sans ajouter du méthanol dans l'étage biologique ?

La solution consiste à by-passer partiellement le décanteur primaire si la conception le permet, l'ajout de méthanol étant le plus fréquemment utilisé en post-dénitrification. Pour les nouvelles installations, la conception doit permettre un by-pass partiel du décanteur primaire. Le ratio C/N ($DBO_5/N-NO_3$) doit être compris entre 3 et 4 pour avoir une dénitrification satisfaisante.

Peut-on faire du recyclage des boues primaires dans l'étage biologique pour apporter du substrat carboné ? Quelles sont les conséquences ?

Oui, quand le by-pass n'est pas possible, on utilisera une partie des boues primaires mais attention à l'accumulation de filasses au niveau des diffuseurs et des équipements à l'aval. Dans ce cas, le temps de séjour des boues primaires doit être court pour éviter tout dysfonctionnement biologique lié à la septicité.

Peut-on by-passer totalement la décantation primaire au niveau d'une filière de traitement des eaux domestiques ?

C'est possible si la station d'épuration est sous-chargée, par contre les performances de la digestion anaérobie (lorsqu'elle existe) seront moins élevées.

FAQ – Foire aux Questions

Connaissez-vous des stations de traitement des eaux domestiques de grande taille (autour de 140 000 EH) qui suppriment la décantation primaire pour éviter une carence en carbone ?

On recense de nombreuses stations d'épuration qui by-passent partiellement la décantation primaire (ou qui réinjectent des boues). Dans quelques cas de stations très sous-chargées, le décanteur primaire peut-être by-passé.

Quels sont les inconvénients et les avantages de l'aération par l'oxygène pur au lieu de l'air surpressé dans le cas des boues activées ?

Le principal inconvénient de l'oxygène pur est son coût. Il présente cependant l'avantage de pouvoir être mis en appoint. Il permet d'accroître facilement l'apport en oxygène d'une station d'épuration surchargée en attente de travaux par exemple, ou pour traiter des pointes de charges (activité vinicole par exemple).

Le domaine des biotechnologies est en plein développement. On voit apparaître régulièrement de nouvelles souches bactériennes pour améliorer les performances, réduire la production de boues, et diminuer les coûts d'exploitation. Que peut-on en dire ?

Les boues biologiques sont une matrice complexe, constituées de bactéries (10^{12} /L) et d'autres micro-organismes. Ce milieu est en équilibre dynamique avec les conditions de fonctionnement de la station d'épuration et la typologie des effluents : il s'y exerce une pression sélective très forte (biodiversité limitée). Tout micro-organisme exogène sera donc en compétition avec les autres micro-organismes déjà présents et aura beaucoup de mal à se développer, voire disparaîtra rapidement du système (cf. exemple concret de la [fiche sur la bioaugmentation fongique](#)). A titre d'exemple, si on fait le rapport des masses pour une STEP de 1000 EH, on a 1 kg de produit pour 600 kg de MVS dans le réacteur (10^{14} bactéries/kg MVS).

Comment évaluer l'augmentation de la charge à traiter induite par un dispositif de traitement des graisses ?

Les éléments de réponse se trouvent dans le document technique FNDAE N°24 : « Performances des systèmes de traitement biologique aérobie des graisses – Graisses issues des dégraisseurs de stations d'épuration traitant des effluents à dominante domestique » disponible sur http://www.fndae.fr/documentation/doc_technique.html