



SODIM

Société de développement de l'industrie maricole inc.

*Enlèvement du phosphore et des matières en
suspension optimisé par l'utilisation de
chitosane et traitement des boues par
digestion anaérobie*

Rapport final

Dossier n° 710.149

Rapport commandité par la SODIM

Février 2008



Université du Québec

École de technologie supérieure

**Enlèvement du phosphore et des matières en suspension optimisé par
l'utilisation du chitosane et traitement des boues par digestion
anaérobie**

DOCUMENT CONFIDENTIEL

Préparé pour

Robert Vaillancourt

Société de développement de l'industrie maricole inc (SODIM)
137-3, rue de la Reine, Gaspé (Qc) G4X 1T5

Pierre Dubé

Société de recherche et de développement en aquaculture continentale
200, chemin Sainte-Foy, 12^{ième} étage Québec (Qc) G1R 4X6

Clermont Beaulieu

Marinard Biotech

30, rue de l'entrepôt, Rivière-aux-Renards (Qc) Gaspé (Qc) G4X 5L4

Éric Tamigneaux

Centre collégial de transfert de technologie des pêches (CCTTP)
167 La Grande-Allée Est C.P. 220, Grande-Rivière (Qc) G0C 1V0

Par

Julien Fortier, M.Sc.A

Colin Lafleur, M.Sc.A

Lynda Kharoune, ing., Ph.D.

Mourad Kharoune, ing. Ph.D.

École de technologie supérieure (ÉTS)

1100, rue Notre-Dame Ouest Montréal (Qc), H3C 1K3

Soumise par

Décanat à la Recherche et au Transfert Technologique

École de Technologie Supérieure (ÉTS) 1100, rue Notre-Dame Ouest
Montréal (Québec) H3C 1K3

Février 2008

Table des matières

| | | |
|-------|---|----|
| 1 | Introduction..... | 4 |
| 2 | La coagulation-floculation..... | 5 |
| 2.1 | Le chitosane..... | 6 |
| 2.1.1 | Caractéristiques physico-chimiques du chitosane..... | 6 |
| 2.1.2 | Méthode d'obtention du chitosane..... | 7 |
| 2.1.3 | Domaines d'application..... | 7 |
| 2.1.4 | Les aspects économiques..... | 8 |
| 2.2 | Les coagulants et les floculants chimiques..... | 9 |
| 2.2.1 | Les coagulants de type sels métalliques..... | 9 |
| 2.2.2 | Les coagulants de type sels métalliques polymérisés..... | 12 |
| 2.2.3 | Les floculants de type polymères (polyélectrolytes) synthétiques..... | 12 |
| 2.3 | Les coagulants d'origine naturelle..... | 13 |
| 2.3.1 | Extrait de graines de <i>Moringa olfeifera</i> | 14 |
| 2.3.2 | Autres coagulants naturels..... | 14 |
| 2.3.3 | Les floculants minéraux..... | 15 |
| 2.3.4 | Les polymères d'origine biologique..... | 15 |
| 2.3.5 | La recirculation des boues..... | 15 |
| 3 | Les procédés de récupération des boues..... | 16 |
| 3.1 | Le microtamisage..... | 16 |
| 3.2 | La décantation..... | 16 |
| 3.2.1 | Les types de décantation..... | 17 |
| 3.2.2 | Les types de décanteurs..... | 18 |
| 4 | Les procédés de traitement des boues..... | 19 |
| 4.1 | La réduction de la teneur en eau des boues..... | 19 |
| 4.1.1 | Épaississement..... | 19 |
| 4.1.2 | Déshydratation..... | 19 |
| 4.1.3 | Le séchage..... | 22 |
| 4.2 | La digestion biologique..... | 23 |
| 4.2.1 | Digestion anaérobie..... | 23 |
| 4.2.2 | Digestion aérobie..... | 25 |
| 4.2.3 | Marais filtrant..... | 26 |
| 4.3 | Les traitements thermiques..... | 27 |
| 4.3.1 | Incinération..... | 27 |
| 4.3.2 | Carbonisation..... | 28 |
| 4.3.3 | Gazéification..... | 29 |
| 4.3.4 | La pyrolyse à basse température..... | 30 |
| 4.4 | L'oxydation chimique..... | 30 |
| 4.4.1 | Oxydation avec de l'eau en phase supercritique..... | 30 |
| 4.4.2 | Oxydation à l'air humide (Oxydation à l'eau subcritique)..... | 31 |
| 4.4.3 | Digestion alcaline (chaulage)..... | 32 |
| 4.5 | Le compostage..... | 32 |
| 5 | Aquaculture et traitement des rejets piscicoles..... | 34 |
| 5.1 | Pisciculture en circuit ouvert..... | 34 |

| | | |
|--------|---|----|
| 5.2 | Pisciculture en circuit fermé..... | 34 |
| 5.2.1 | Composantes d'une pisciculture en circuit fermé..... | 34 |
| 6 | Recommandations pour les piscicultures québécoises | 36 |
| 6.1 | Procédé de coagulation-floculation couplant sels chimiques et chitosane..... | 37 |
| 6.2 | Digestion anaérobie des boues piscicoles | 38 |
| 6.3 | Potentiel technico-économique de l'application du procédé de coagulation couplant sels chimique et chitosane..... | 39 |
| 6.4 | Potentiel technico-économique de l'application de la digestion anaérobie | 40 |
| 7 | Conclusion | 41 |
| 8 | Bibliographie..... | 42 |
| Annexe | | 45 |

1 Introduction

La pollution générée par les activités aquacoles au Québec est devenue un problème notable qui nuit à la santé des cours d'eau et des écosystèmes aquatiques. Généralement, l'impact direct de cette pollution est une accélération de l'eutrophisation des cours d'eau. Plusieurs impacts découlent de l'eutrophisation : diminution de la transparence de l'eau et changement de son goût, pertes de biodiversité et diminution de la valeur esthétique des cours d'eau (Gangbazo et Le Page, 2005). L'eutrophisation peut aussi entraîner une dévaluation des propriétés riveraines et compromettre les activités récréo-touristiques (pêche, navigation de plaisance, randonnée, etc.) (Ouellet, 1999). Les nuisances olfactives provenant de la décomposition végétale peuvent aussi gêner les riverains et les usagers d'un cours d'eau victime d'eutrophisation (CQVB, 2004). Depuis quelques années, la prolifération d'algues toxiques comme les cyanobactéries, dans certains cours d'eau québécois a même soulevé des inquiétudes dans la population quant aux risques sanitaires associés à l'eutrophisation (Gangbazo et Le Page, 2005).

Au niveau des installations aquacoles, deux agents polluants contenus dans les eaux de rejets sont majoritairement responsables de l'eutrophisation : le phosphore et les matières en suspension (MES) (CQVB, 2004). Il est donc essentiel de vouloir réduire cette pollution aquatique à la source par l'implantation de technologies qui amélioreront le rendement environnemental des piscicultures québécoises. En augmentant son niveau d'intendance environnementale, cette industrie pourra se développer plus facilement dans un contexte où les normes en matière de qualité de l'eau sont toujours plus sévères. À cet effet, en 1998, la cours du Québec a ordonné la première fermeture d'une pisciculture en Outaouais à cause de la pollution générée au niveau du lac Heney au nord de Buckingham. En 2000, on a assisté à une seconde ordonnance de fermeture dans la région de Mont-Laurier, où le lac Forgeron a été victime de la pollution aquacole (La Semaine Verte, 2002). La réduction des rejets eutrophisants est donc une pierre angulaire au développement durable de l'industrie aquacole au Québec.

Ce rapport sur l'étude de la documentation décrit les divers procédés de coagulation-floculation et les différentes méthodes de gestion des boues générées lors du traitement des eaux usées. Le chitosane, un coagulant-floculant naturel potentiellement utilisable en pisciculture, est d'abord présenté, suivi d'une revue de d'autres coagulants et floculants utilisés dans le traitement des eaux. Un survol des techniques de récupération et de traitement des boues est ensuite proposé. Les différentes filières de traitement des effluents aquacoles, soit la pisciculture traditionnelle et en circuit fermé sont également décrites. Le but de ce rapport est de comparer les différentes alternatives au niveau du procédé de coagulation-floculation et au niveau de la gestion des boues afin de discriminer quel serait le meilleur traitement pour prendre en charge la pollution aquacole générée dans les piscicultures québécoises.

2 La coagulation-floculation

Le procédé de coagulation-floculation (figure 3.1) est un traitement primaire qui permet de débarrasser les eaux usées des impuretés qu'elles contiennent grâce à la réaction d'émulsion. La coagulation a donc pour but principal de déstabiliser les fines particules en suspension pour ainsi faciliter leur agglomération (Desjardins, 1997). Généralement caractérisé par l'injection et la dispersion rapide de produits chimiques, ce procédé permet d'augmenter substantiellement l'efficacité des traitements secondaires (Desjardins, 1997). Il implique le plus souvent la dispersion instantanée d'un sel métallique trivalent Al(III) ou Fe(III) qui neutralise et déstabilise les particules colloïdales pour mener à la formation de floes (Monette *et al.*, 2000). En neutralisant totalement ou partiellement les charges négatives sur ces particules, les interactions de van der Waals se retrouvent prédominantes, ce qui permet une agrégation des matières fines en suspension, puis leur floculation.

De manière générale, on ajoute, en premier lieu, un agent coagulant et l'on soumet l'eau usée à certaines conditions de brassage puis, on ajoute un floculant qui viendra agréger les agrégats déjà formés par le coagulant. L'intensité du brassage est habituellement faible lors du processus de floculation afin que les particules entrent en contact plus facilement. En augmentant la taille des particules, le procédé de floculation accroît le taux de captage des floes lors du traitement de filtration (Semerjian et Ayoub, 2003).

Les définitions de coagulant et de floculant sont présentés ci-dessous, ces deux termes étant souvent confondus dans la littérature scientifique.

Coagulant : C'est une substance chimique comme l'alun qui cause l'agglomération des particules fines et permet de former un précipité gélatineux dans l'eau usée pouvant ensuite être retiré.

Floculant : C'est un polymère qui emprisonne les matières colloïdales agglomérées et forme ainsi des flocons volumineux qui se déposent par gravité. Il est ajouté après la coagulation pour augmenter davantage la taille et la cohésion des floes.

Le procédé de coagulation-floculation peut-être employé pour retirer plusieurs types de substances organiques et inorganiques : les graisses, les huiles, le phosphore, les matières en suspension (MES), les métaux lourds, etc. Ce procédé permet donc la réduction de la demande biochimique et chimique en oxygène (DBO et DCO), de même qu'une réduction des populations bactériennes. Une approche spécifique au type d'effluent traité doit cependant être développée afin d'optimiser le procédé. Les quantités d'agent coagulant requises pour traiter une eau usée dépendent essentiellement des facteurs suivants, soit le pH, l'alcalinité, la concentration en phosphate et le point d'injection du coagulant. De son côté, l'efficacité du procédé de coagulation-floculation repose sur les caractéristiques de l'eau usée à traiter et les conditions de brassage. (EPA, 2000a).

Une fois le procédé complété, le précipité formé de micro-floes solides peut-être filtré ou centrifugé afin d'être recueilli séparément de l'effluent liquide. Les boues ainsi générées peuvent ensuite être enfouies telles quelles, mais elles peuvent aussi être

déshydratées, incinérées, oxydées chimiquement et/ou traitées biologiquement. Afin d'optimiser les rendements de purification, ce procédé peut aussi être employé en combinaison avec d'autres méthodes de traitement notamment, l'oxydation photochimique, l'osmose inverse et certains traitements biologiques (EPA, 2000a). Le choix du bon coagulant ou flocculant dépendra essentiellement de deux facteurs : l'efficacité et le coût par rapport aux autres alternatives (Casey, 1997).

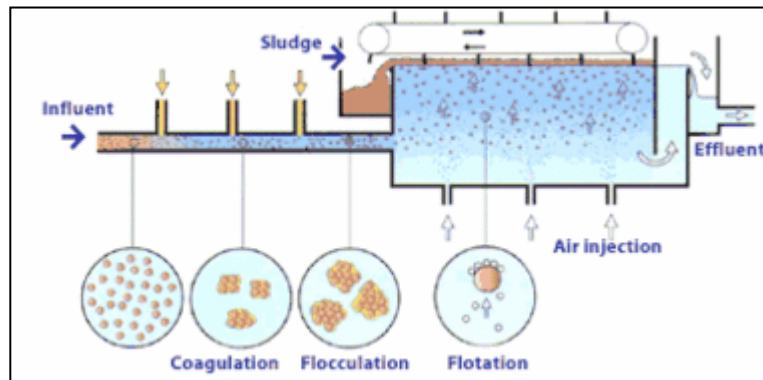


Figure 3.1 Schématisation du procédé de coagulation-floculation (MPS, 2005)

2.1 Le chitosane

Le chitosane est un polycaccharide provenant de la désacétylation de la chitine, un composé grandement similaire à la cellulose. On retrouve la chitine dans plusieurs écosystèmes puisqu'elle est une composante fondamentale de l'exosquelette des invertébrés marins (crabe, crevette, homard, etc.) et des insectes, en plus d'être une molécule structurante chez les champignons et les levures (Ruhsing Pan *et al.*, 1999). Après la cellulose, la chitine est le composé organique le plus abondant dans la nature. Au niveau de sa disponibilité, on estime à plus 150 millions de tonne la quantité de chitine pouvant être recyclée annuellement, une chitine qui provient essentiellement des usines de transformation des produits de la mer (Chavasit et Torres, 1990).

2.1.1 Caractéristiques physico-chimiques du chitosane

Au niveau de ses principales caractéristiques chimiques, le chitosane est un biopolymère linéaire polycationique possédant un poids moléculaire élevé et une certaine solubilité dans l'acide acétique (Huang *et al.*, 2000). Sa charge positive partielle, due à la protonation des groupements amines en solution, lui confère ainsi d'intéressantes propriétés en termes d'adsorption de composés organiques. Les propriétés d'adsorption du chitosane peuvent être décrites selon l'équation de Langmuir. L'adsorption maximale est obtenue lorsqu'il est complètement désacétylé (Huang *et al.*, 2000).

Un des paramètres les plus importants à observer au niveau de la chitine est son degré de N-acétylation, ou plutôt le ratio 2-acétamido-2-deoxy-D-glucopyranose/2-amino-2-deoxy-D-glucopyranose. Ce ratio est tributaire de la solubilité et des propriétés en

solution de la chitine. Lorsque le degré d'acétylation atteint environ 90 %, on peut donner le nom de chitine au polysaccharide alors que lorsque ce dernier chute en bas de 35 %, on parle plutôt de chitosane. La N-déacétylation augmente ainsi la solubilité du biopolymère dans une solution aqueuse d'acide acétique ou d'acide formique. (Ravi Kumar, 2000). La conversion de la chitine en chitosane modifie le degré d'acétylation et donc la distribution des charges, ce qui peut causer l'agglomération des molécules (Ravi Kumar, 2000). Généralement, on observe un poids moléculaire moyen de 1.03×10^6 à 2.5×10^6 mais la réaction de désacétylation réduit ce dernier entre 1×10^5 et 5×10^5 (Lee, 1997).

La chitine et le chitosane ont la propriété de se dégrader avant d'atteindre leur point de fusion, ce qui est caractéristique des polysaccharides formant des ponts hydrogènes. Pour rendre la chitine et le chitosane utilisables sur le plan technique, il est nécessaire de les mettre en solution dans un solvant approprié (ex : acide acétique). Enfin, son arrangement est semblable à ce que l'on retrouve naturellement dans les organismes vivants, chez lesquels la chitine forme des microfibrilles qui sont enchâssées dans une matrice protéique (contenant du carbonate de calcium) avec un diamètre variant généralement de 2.5 à 2.8 nm. Chez les crustacés, on observe toutefois des microfibrilles atteignant les 25 nm de diamètre (Ravi Kumar, 2000).

2.1.2 Méthode d'obtention du chitosane

L'industrie de transformation des produits de la mer génère d'énormes quantités de chitine qui peuvent facilement être recyclées. Sommairement, pour produire la chitine à partir d'exosquelette de crustacés, il suffit d'enlever les protéines associées au polymère, de même que le calcium que l'on retrouve en grandes concentrations. Suite à cette purification, on peut désacétyler la chitine dans une solution d'hydroxyde de sodium à 40 % à 120 °C durant 1 à 3 h. Un tel traitement produit 70 % de chitosane (Ravi Kumar, 2000).

2.1.3 Domaines d'application

Plusieurs études démontrent que le chitosane est un agent coagulant et flocculant efficace dans le traitement des eaux usées industrielles (production de volailles, d'oeufs, de fromage, de viande, de gâteaux aux fruits, de fruits de mer, etc.) (Keong Jun *et al.*, 1994). Des réductions de 70 à 98 % de la teneur en MES et de 55 à 80 % la demande chimique en oxygène (DCO) ont été observées pour ces eaux usées (Keong Jun *et al.*, 1994). Le chitosane peut être utilisé seul ou en combinaison avec d'autres coagulants, tels les sels métalliques d'aluminium ou de fer. Le procédé de cagulation-floculation par ajout de chitosane est actuellement utilisé dans la moitié des cas de traitement d'eaux usées au Japon, et selon une proportion variable dans certains autres pays asiatiques (Jourdin, 2001). Cependant, en Amérique du Nord, son utilisation est quasi inexistante.

Le grand intérêt à utiliser ce composé d'origine biologique comme agent flocculant provient également du fait qu'il est biodégradable et pratiquement non-toxique (Knorr, 1983). Cette non toxicité a permis d'étendre ces usages à l'industrie chimique, biomédicale, pharmaceutique et agroalimentaire (Wibowo *et al.*, 2005).

En tant que biostimulateur, il favorise la germination et la croissance des plantes, en plus d'augmenter leur rendement. Des travaux de recherche montrent plusieurs autres domaines d'application en agroalimentaire, notamment dans l'enrobage des semences,

comme agent fertilisant, comme pellicule protectrice pour les fruits et légumes, comme pellicule antigel et enfin comme stimulateur de la floraison et de la fructification (Marinard Biotech, 2005). D'un point de vue environnemental, l'utilisation de ce biopolymère est fort acceptable puisqu'il contribuerait à réduire l'utilisation de pesticides et de fertilisants chimiques, deux types de substances responsables d'importantes répercussions sur les milieux naturels et sur la santé humaine.

Le chitosane possède également des propriétés lui permettant de se lier à certains métaux: Pd > Au > Pt > Cu > Ni > Zn > Mn > Pb > Co > Cr > Cd > Ag, avec une affinité plus ou moins grande et variable selon le pH, la force ionique et la présence d'autres métaux qui entrent en compétition. Plusieurs technologies exploitent ainsi ces propriétés afin de décontaminer les eaux usées, notamment les membranes en gel, l'ultrafiltration avec complexe métal-chitosane, l'osmose inverse, la nanofiltration et la pervaporation (Krajewska, 2005).

2.1.4 Les aspects économiques

La disponibilité de la chitine et du chitosane repose essentiellement sur l'industrie de la mise en conserve du crabe et des crevettes qui récolte d'énormes quantités d'exosquelettes. Les pays les plus actifs dans le recyclage de cette ressource sont les États-Unis, plus particulièrement les états de l'Oregon, de Washington et la Virginie, et le Japon, de même que plusieurs flottes de pêche en antarctique. Cependant, la Norvège, le Mexique et le Chili possèdent de grandes quantités de chitine non exploitées. D'un point de vue commercial, la production du chitosane est économiquement viable, surtout si elle permet la récupération des caroténoïdes, un pigment qui pourra ensuite servir d'additifs alimentaires en salmoniculture. (Ravi Kumar, 2000)

Avantages

- Biodégradable et pratiquement non-toxique pour l'humain et les écosystèmes,
- Réduction importante des MES et de la DCO (cette réduction peut varier selon le type d'effluent à traiter),
- Il permet de réduire de manière importante les quantités de sels d'aluminium (réduction de 2/3) lorsqu'il est utilisé comme flocculant dans le traitement des eaux usées municipales,
- En aquaculture, il permet une réduction substantielle du phosphore lorsqu'il est utilisé avec le chlorure ferrique. Près de 80 % de réduction du phosphore dissous lorsque le chitosane est utilisé à raison de 0.1 ppm avec diverses concentrations de chlorure ferrique (Marinard Biotech, 2001).

Inconvénients

- L'utilisation du chitosane est plus coûteuse comparativement aux sels métalliques,
- Le chitosane serait toxique pour la truite arc-en-ciel selon l'étude de Bullock *et al.* (2000). La mort survient après 24 h, 6 et 14 jours d'exposition pour des concentrations respectivement de 0.75 ppm, 0.075 ppm et 0.019 ppm de chitosane acidifié.

2.2 Les coagulants et les flocculants chimiques

Plusieurs agents chimiques peuvent être employés dans le procédé de coagulation-floculation. Les sels métalliques sont indéniablement les coagulants les plus utilisés dans le monde actuellement. Récemment, plusieurs types de coagulants et de flocculants inorganiques sous formes de polymères ont été développés et sont maintenant largement utilisés en Chine, au Japon, en Russie et Europe de l'Est (Wang *et al.* 2004). D'autres recherches montrent que l'utilisation de polymères d'origine biologique est une avenue fort prometteuse.

2.2.1 Les coagulants de type sels métalliques

Ce type de coagulants peut-être utilisé pour traiter des eaux usées industrielles et domestiques, mais son applicabilité s'étend aussi à plusieurs autres domaines : réduction adoucissement de l'eau, enlèvement des métaux lourds (industrie métallurgique), enlèvement des huiles et des graisses, enlèvement du phosphate des eaux de lavage et de d'autres type d'effluent, etc. Ces agents chimiques sont donc d'excellents outils pour réaliser le polissage et la récupération des matières particulaires. Plusieurs sels métalliques sont utilisés dans le domaine du traitement des eaux usées, voici un aperçu des principaux.

Oxyde de Calcium - CaO (lime) : Il produit du carbonate de calcium dans l'eau usée et permet ainsi la coagulation des matières particulaires et de certains métaux. Il est généralement utilisé avec d'autres coagulant puisque de très grandes quantités de CaO sont souvent nécessaires lorsqu'il est utilisé seul. De plus, il génère typiquement plus de boues que les autres coagulants. (EPA, 2000a)

Sulfate Ferreux - Fe(SO₄)₃ : Il est généralement utilisé avec le CaO pour réduire la dureté de l'eau. La combinaison des deux coagulants génère du sulfate de calcium et de l'hydroxide ferrique. L'eau usée doit cependant contenir de l'oxygène dissout afin que la réaction puisse prendre place. (EPA, 2000a)

Alun - Al₂(SO₄)₃ x 14H₂O : Il est utilisé pour réduire la dureté ainsi que la charge en phosphate des eaux usées. En solution, il réagit avec les composés alcalins présents (carbonate, bicarbonate et hydroxyde) ou le phosphate pour former un sel d'aluminium insoluble. (EPA, 2000a)

Chlorure ferrique - FeCl₃ : Il réagit selon l'alcalinité et la concentration en phosphate pour former un sel de fer insoluble (EPA, 2000a).

Plusieurs avantages et inconvénients accompagnent l'utilisation des agents chimiques présentés ci-dessus (Ndabigengesre et Narasiah, 1998 ; EPA, 2000a; Semerjian et Ayoub, 2003). Il faut noter que ces sels métalliques peuvent être utilisés seuls ou en combiné. Généralement, on les utilise avec un flocculant afin d'augmenter l'efficacité du procédé.

Avantages

- L'utilisation de ce procédé chimique est très répandue, il y a donc beaucoup d'équipement déjà existant et une multitude d'agents chimiques disponibles.

- Certains de ces agents chimiques sont peu dispendieux, notamment le CaO.
- Les systèmes de coagulation-floculation chimique sont généralement automatisés et demandent donc peu de surveillance et d'entretien. Une main-d'œuvre hautement qualifiée n'est souvent pas nécessaire.
- La présence de composés toxiques dans l'effluent à traiter n'est pas gênante et le système est stable lorsque soumis à des températures variables.
- Contrairement au système biologique un système de coagulation-floculation chimique peut accommoder une grande variété de charges et de débits. La complexité dans la charge de l'effluent à traiter et l'intermittence dans le débit ne constituent pas un problème.
- Contrairement aux systèmes biologiques, un système chimique de traitement primaire requiert moins d'espace et les coûts d'installation sont moins importants.
- Une réduction quasi complète du phosphore est obtenue, de même qu'une importante réduction en azote.
- Une réduction significative est obtenue en termes de micropolluants, de métaux lourds, de bactéries et de virus.
- Les systèmes chimiques de coagulation-floculation peuvent être conçus afin d'obtenir un produit à valeur ajoutée.

Inconvénients

- Puisqu'il y a plusieurs réactions en compétition dans ce type de système chimique et plusieurs degrés d'alcalinité en plus des autres facteurs influençant le procédé, il est particulièrement difficile d'établir les bons dosages. Beaucoup d'essais à l'échelle laboratoire sont donc nécessaires pour trouver un traitement optimal. Une surdose de coagulant chimique peut diminuer l'efficacité du système.
- Les coagulants utilisés sont souvent corrosifs, des normes de sécurité doivent être respectées afin que les travailleurs manipulent ces substances avec précaution.
- L'addition de coagulant, principalement le CaO, peut augmenter le volume des boues jusqu'à 50 %.
- De grandes quantités de substances chimiques doivent être acheminées à l'usine de traitement.
- La présence d'aluminium résiduel peut entraîner des problèmes importants pour la santé comme l'Alzheimer et autres pathologies de ce genre. Il est donc toxique pour les écosystèmes. Le fer aussi est toxique pour la faune.
- Cette toxicité génère plusieurs inquiétudes au niveau du grand public
- L'utilisation de l'alun, à cause de son interaction avec les substances alcalines provoque une réduction importante du pH
- En eau froide, le processus est peu efficace
- Pour les pays en voie de développement, les coagulants chimiques peuvent être trop coûteux.

Oxyde de calcium – liqueur à base d'eau de mer à pH élevé : Une étude de Semerjian et Ayoub (2003) montre que l'utilisation de l'oxyde de calcium en combinaison avec une liqueur à base d'eau de mer dans des conditions de pH élevé offre d'intéressants résultats au niveau du procédé de coagulation. La liqueur est obtenue après cristallisation et précipitation des sels de calcium et du chlorure de sodium sous l'action de l'évaporation de l'eau de mer au soleil. Le concentré ainsi obtenu contient plusieurs

molécules de grand intérêt dans le traitement des eaux, notamment le magnésium que l'on retrouve en grandes concentrations. Ce concentré possède également une force ionique très élevée. Les coûts des matières chimiques utilisées dans ce traitement sont comparés à ceux des traitements plus conventionnels (alun et FeCl_3) au tableau 3.1

Tableau 3.1 Coûts des produits chimiques pour certaines alternatives de coagulation-floculation (Semerjian, 2000).

| Coagulant type | FeCl_3^a | Alum ^b | Lime + LB |
|---|-------------------|-------------------|--------------------|
| Coagulant dose (mg/l) | 253 | 183 | 900 |
| Unit price (\$/lb) | 0.13 ^c | 0.13 ^c | 0.036 ^d |
| Total cost (\$/m ³ wastewater) | 0.073 | 0.052 | 0.072 |
| Coagulant aid type | Anionic | Anionic | None |
| Coagulant aid dose (mg/l) | 0.5 | 2.8 | 0 |
| Unit price (\$/lb) | 4.69 ^d | 4.69 ^d | 0 |
| Total cost (\$/m ³ wastewater) | 0.0051 | 0.029 | 0 |
| Sludge dewatering polymer type | Organic | NR | None |
| Dewatering polymer dose (mg/t dry solids) | 2.86 | 2.86 | 0 |
| Unit price (\$/lb) | 4.69 ^d | 4.69 ^d | 0 |
| Total cost (\$/t dry solids) | 0.029 | 0.029 | 0 |
| Total treatment chemical costs (\$) | 0.078 + 0.029 | 0.081 + 0.029 | 0.072 |

lime : oxyde de calcium

LB : liqueur à base d'eau de mer

Avantages

- L'eau de mer est une ressource facilement accessible surtout au niveau de certaines piscicultures au Québec.
- Puisqu'il ne contient pas de grande quantité d'aluminium ou de fer, l'effluent obtenu après le traitement peut être retourné dans le milieu aquatique marin sans réel danger pour la faune ou la flore.
- Le système de traitement utilisant ce type de coagulant est flexible au niveau de l'effluent à traiter et facile à opérer.
- Il est très efficace pour enlever les MES, le phosphore total et les métaux.
- Il permet de réaliser des économies importantes au niveau de l'achat de coagulants chimiques et au niveau des agents chimiques nécessaires à la désinfection. Le traitement est réalisé à pH élevé, la désinfection est pratiquement complète donc un traitement séparé de désinfection n'est pas nécessaire.

Inconvénients

- L'entretien et l'opération de ce procédé sont très coûteux, principalement à cause des importantes quantités de boues générées.

Bien que le procédé couplant l'oxyde de calcium et la liqueur à base d'eau de mer à pH élevé semble offrir plusieurs avantages, une évaluation plus approfondie des coûts au niveau du capital à investir, de l'opération et de l'entretien est nécessaire pour avoir une idée plus globale de la faisabilité économique d'un tel procédé (Semerjian, 2000).

2.2.2 Les coagulants de type sels métalliques polymérisés

Comme mentionné précédemment, les coagulants de type sels métalliques polymérisés sont de plus en plus utilisés en Orient et en Europe de l'Est. Il existe plusieurs coagulants de ce type, notamment ceux à base d'aluminium et ceux à base de fer. Parmi ceux-ci, le chlorure de polyaluminium (PACl) est celui dont l'usage est le plus répandu dans le traitement des eaux usées. Voici donc les avantages et les inconvénients qui accompagnent leur usage (Wang *et al.*, 2004):

Avantages

- Efficacité supérieure aux sels inorganiques traditionnels (alun ou sels ferriques)
- Prix inférieur aux coagulants traditionnels comme l'alun.
- Efficacité moins affectée par les changements saisonniers des paramètres de qualité de l'eau.

Inconvénients

- Les polymères à base d'aluminium comme le PACl sont potentiellement toxiques pour l'homme et les milieux naturels.

La toxicité de l'aluminium a ainsi encouragé le développement de polymères à base de fer. Cependant, contrairement aux polymères à base d'aluminium, ces polymères sont encore au stade de développement. (Wang *et al.* 2004)

2.2.3 Les flocculants de type polymères (polyélectrolytes) synthétiques

De manière générale, ce sont des composés de haut poids moléculaires 10^4 - 10^6 Da de types anioniques, cationiques ou non ioniques. L'intensité de la charge d'un polymère dépend de son degré d'ionisation qui dépend à son tour des charges sur les groupes fonctionnels, du degré de copolymérisation et de la quantité de groupes fonctionnels qui ont été substitués (Ebeling *et al.*, 2005).

En solution, ils ont un taux de diffusion relativement bas et ils augmentent la viscosité. Le brassage est donc nécessaire à la dispersion des polymères. Ils peuvent être employés pour la neutralisation, l'émulsion et/ou pour créer des ponts entre les particules colloïdales (EPA, 2000). Leur efficacité dépend généralement des paramètres suivants : la concentration du polymère, la charge globale et la densité de charge, le poids moléculaire, les caractéristiques de l'effluent et les paramètres physiques (dosage, énergie de brassage, pH, etc.).

Les polymères peuvent être utilisés seuls ou combinés avec les sels métalliques. Les coûts estimés de leur utilisation en aquaculture pour une installation en circuit fermé sont présentés au tableau 3.2. Voici donc un bref aperçu des aspects positifs et négatifs de leur utilisation. (Ebeling *et al.*, 2005)

Tableau 3.2 : Estimation du coût de divers floculants pour traiter les rejets aquacoles produits par une tonne de nourriture.

| Polymer | Cost of polymers/450 lb drum | Cost per kg | Cost per metric tonne of feed |
|---------|------------------------------|-------------|-------------------------------|
| LT 7991 | \$247.50 | \$1.21 | \$7.26 |
| LT 7992 | \$148.50/450 lb drum | \$0.73 | \$4.38 |
| LT 7995 | \$252.00/450 lb drum | \$1.23 | \$7.38 |
| CE 854 | \$418.50/450 lb drum | \$2.05 | \$13.08 |
| CE 1950 | \$418.50/450 lb drum | \$2.05 | \$13.08 |

1. *NB*. On assume que 30 % de la nourriture est transformé en MES avec une eau de lavage contenant 1000 mg/L de MES. (Ebeling *et al.*, 2005)

Avantages

- Pas besoin d'un dosage très précis.
- Réduit le volume de boues produites.
- Facile à entreposer et à brasser.
- Le poids moléculaire et la charge peuvent tous deux être optimisés selon le type d'effluent à traiter.
- Pas besoin d'ajuster le pH.
- Augmente la résistance des floes aux forces de cisaillement.

Inconvénients

- Les polymères peuvent être toxiques pour la faune. Très peu d'études documentent cette toxicité. Liber *et al.* (2005) ont montré que certains polymères anioniques et cationiques de type MagnaFloc® sont toxiques à des doses sous-létales chez le touladi. Parallèlement, Al-Mutairi (2005) montre que l'écotoxicité du traitement alun/polymère repose essentiellement sur le polymère utilisé comme agent floculant.
- L'utilisation de polymères synthétiques est coûteuse et donc pratiquement inenvisageable pour les pays en voie de développement.

2.3 Les coagulants d'origine naturelle

Comme l'ont relevé certaines études, les coagulants à base d'aluminium, de fer et même les polymères synthétiques présentent un désavantage important : leur toxicité probante pour l'environnement. Cela a donc poussé quelques chercheurs à investiguer la possibilité d'utiliser des composés d'origine naturelle pour réaliser le procédé de coagulation-flocculation (Ndabigengesere et Narasiah, 1998).

Historiquement, les coagulants d'origine végétale et animale sont apparus bien avant les coagulants synthétiques comme les sels chimiques (Ndabigengesere et Narasiah, 1998). Des manuscrits anciens en provenance de l'Inde rapportent que les graines de nirmali, une espèce d'arbre, étaient utilisées pour clarifier l'eau de surface, il y a 4000 ans de cela (Shultz et Okum, 1984). Cependant, un manque de connaissances scientifiques au niveau de leurs mécanismes de fonctionnement et de leur efficacité a ralenti les recherches réalisées sur ces coagulants (Ndabigengesere et Narasiah, 1998). Ainsi, l'utilisation de coagulants naturels a été découragée dans les pays développés sous prétexte qu'ils n'ont jamais été soumis à une évaluation scientifique rigoureuse (Jahn, 1981). Dans les pays en voie de développement, leur développement s'est poursuivi si

bien qu'aujourd'hui les pays développés recommencent à s'intéresser à cette alternative (Jahn, 1988).

2.3.1 Extrait de graines de *Moringa olfeifera*

Cette technique de purification de l'eau était déjà employée au siècle dernier par les femmes soudanaises (Jahn, 1988). Ainsi, en extrayant dans une solution aqueuse le contenu des graines séchées de *Moringa olfeifera*, une plante tropical appartenant à la famille des *Moringaceae*, on obtient un coagulant aux propriétés fort intéressantes. Il existe une quarantaine de variétés de cette plante, certaines affichant de meilleures performances dans le traitement des eaux usées (Ndabigengesere et Narasiah, 1998). Plusieurs études montrent que cet extrait de plante offre de bons rendements pour réduire la turbidité, la présence de microorganismes, la dureté de l'eau et enfin pour le conditionnement des boues. La molécule active responsable des propriétés coagulantes est une protéine dimérique cationique de 13 kDa. Bien que ce coagulant d'origine végétale ait d'intéressants attraits, il n'est pas encore utilisé dans des installations à grande échelle.

Avantages

- Outre son utilisation comme coagulant, *Moringa olfeifera* peut-être utilisée comme plante médicinale et comme aliment (huile, légume).
- N'affecte pas significativement le pH, la conductivité, l'alcalinité, la concentration des ions, sauf pour les nitrates et les orthophosphates qui voient leurs concentrations augmenter durant la réaction.
- Comparée à l'alun, l'extrait de graine n'affecte pas le pH, il est donc moins corrosif.
- Le volume de boues produites est moins grand qu'avec l'alun et ces boues ne sont pas toxiques, elles peuvent donc être valorisées facilement.
- Le coût d'utilisation est beaucoup plus bas que les traitements avec les sels chimiques. C'est donc une alternative envisageable tant pour les pays en voie de développement que pour les pays développés.

Inconvénients

- l'extrait aqueux provenant des graines augmente considérablement la quantité de matière organique dans l'eau usée, ce qui cause des problèmes d'odeurs, de couleurs et de goût lorsque l'eau est stockée plus de 24 h. Il est donc recommandé d'utiliser un extrait contenant la protéine active uniquement pour traiter une eau qui sera consommée.
- Le développement de la technologie doit se faire à grande échelle pour que le coût de l'extraction de la protéine active soit abordable.

2.3.2 Autres coagulants naturels

D'autres études documentent l'utilisation d'une gomme faite à base de graines d'*Ipomoea dasysperma* (R. Sanghi *et al.*, 2006a) ou de *Cassia javahikai* (R. Sanghi *et al.*, 2006b) comme agent coagulant dans le traitement des eaux usées de l'industrie du textile. Ces produits d'origine naturelle semblent être des alternatives envisageables pour remplacer l'alun, le chlorure ferrique ou les polymères à base d'aluminium en raison de

leur biodégradabilité, leur coût peu élevé et de leur non toxicité pour l'homme et l'environnement. Les paramètres qui affectent le plus le rendement de ce genre de coagulant sont le pH et la dose utilisée.

2.3.3 Les flocculants minéraux

Le principal agent flocculant d'origine minérale employé dans le domaine du traitement des eaux est la silice activée. Ce composé offre de bons rendements lorsqu'il est associé au sulfate d'aluminium en eau froide. Un inconvénient accompagne l'utilisation de la silice, elle doit être préparée juste avant son utilisation, vu sa faible stabilité (Degrémont, 2005).

2.3.4 Les polymères d'origine biologique

Ces polymères naturels peuvent être extraits de substances d'origine animale ou végétale.

Alginates : Les alginates de sodium sont extraits de l'acide alginique, un composé provenant d'algues marines. Ces produits sont particulièrement employés en combinaison avec les sels ferriques, mais peuvent donner de bons résultats avec les sels d'aluminium (Degrémont, 2005).

Amidons : Obtenus de la pomme de terre, du tapioca ou d'autres végétaux, ces polymères de glucopyranose non linéaires ramifiés sont utilisés de préférence avec les sels d'aluminium. Une fois dilués, leur biodégradation peut-être rapide (Degrémont, 2005).

Autres composés : Plusieurs polysaccharides naturels ont des propriétés flocculantes (cellulose, gommés, tanins, xanthanes), mais ils sont très peu utilisés dans le traitement des eaux (Degrémont, 2005).

2.3.5 La recirculation des boues

Afin de minimiser les quantités de coagulant et de flocculant ajoutées à l'eau usée, il est possible de faire recirculer des boues ayant déjà subi un traitement chimique à base de sel de fer ou d'aluminium (Monette *et al.*, 2000). Selon l'étude de Thomas (1972), le principal avantage d'un procédé de recirculation des boues consiste en une économie potentielle de 50 à 66 % du chlorure ferrique qui serait utilisé dans un traitement traditionnel. On rencontre cependant, les mêmes désavantages qu'avec l'utilisation de sels métalliques, soit des impacts au niveau de la santé humaine et des milieux naturels. Malgré tout, puisqu'elle réduit les quantités de sels métalliques utilisées, la recirculation atténue une partie des impacts associés au processus traditionnel de coagulation-floculation.

La recirculation de boues ayant été traitées par un coagulant et un flocculant naturels pourrait aussi s'avérer une solution efficace et non dommageable pour l'environnement, bien qu'aucune étude n'ait abordé la faisabilité du procédé jusqu'à présent.

3 Les procédés de récupération des boues

De manière générale, suite au traitement primaire et secondaire des eaux usées, on obtient un volume important de boues (biosolides). À titre indicatif, le traitement de 1000 l d'eau usées municipale produit environ 150 kg de matières sèches sous forme de biosolides (Santé Canada, 2005). La récupération de ces boues est donc un processus essentiel à l'obtention d'une eau de bonne qualité. Une fois récupérées, ces boues peuvent ensuite être enfouies telles quelles ou faire l'objet d'un traitement plus ou moins poussé.

3.1 Le microtamisage¹

Le microtamisage est une opération mécanique destinée à faire passer une eau usée à travers une toile ou une membrane poreuse afin d'en récolter la matière particulaire (figure 4.1). Lorsque l'effluent liquide passe au travers du microtamis, celui-ci intercepte certains solides directement dans ses mailles ou indirectement sous l'action des molécules déjà accumulées. Généralement, les mailles d'un microtamis ont une dimension inférieure à 150 µm.

Plusieurs particules peuvent être interceptées par un microtamis, notamment le plancton et les particules organiques et inorganiques de taille supérieure à la porosité du microtamis. Les minéraux fins comme l'argile, les colloïdes (minéraux ou organiques) et les substances dissoutes ne sont pas freinées par un tel appareillage. Le microtamisage n'améliore donc pas la qualité de l'eau en terme de turbidité causée par les fines particules, ni en terme de couleur.

Les microtamis sont habituellement utilisés pour : (1) traiter les eaux lacustres faiblement contaminées, de faible turbidité et peu colorées, (2) réduire la quantité de MES présente dans les eaux après épuration, (3) clarifier les eaux usées industrielles et (4) récolter les algues à la sortie d'un traitement par lagunage. Il existe deux principaux types de microtamis soit ceux à nettoyage manuel et ceux à nettoyage automatique.

Avantages

- Permet de retirer une fraction importante des MeS
- Les microtamis à nettoyage automatisé requièrent très peu d'entretien

Inconvénients

- Certaines formes de matières particulaires (argiles, colloïdes, etc.) ne sont pas interceptées et devront être traitées éventuellement par un autre procédé.

3.2 La décantation

Ce procédé est utilisé dans la majorité des usines d'épuration et de traitement des eaux usées pour récupérer les boues. Le but est d'éliminer les particules en suspension dont la densité est supérieure à celle de l'eau. Généralement, ce procédé suit celui de coagulation-floculation, il sert donc à récupérer les floccs préalablement formés. La décantation peut aussi suivre les traitements d'adoucissement ou d'élimination du fer et du manganèse, car ceux-ci génèrent aussi un précipité pouvant être décanté. Il est

¹ L'information des sections 4.1 et 4.2 a été tiré de Degremont (2005)

possible de réaliser une décantation primaire pour diminuer la pollution avant un traitement biologique. La décantation secondaire s'effectue suite à l'épuration biologique afin de récolter les boues résiduelles.

Lors de la décantation, les particules s'accumulent sous l'action de la gravité. Elles forment alors une boue qui doit être extraite périodiquement (figure 4.1). L'eau clarifiée située à la surface du bassin, peut donc facilement être redirigée vers une unité de filtration.



Figure 4.1 : Bassin de décantation traditionnel à Buchs en Suisse (Alpha UT, 2005)

Avantages

- C'est le procédé de récupération des boues le plus utilisé dans le monde
- Récupération substantielle des matières en suspensions et autres particules solides

Inconvénients

- Nécessite beaucoup d'espace

3.2.1 Les types de décantation

Dépendamment de la concentration en solides et de la nature (forme et densité) de ceux-ci, trois types de décantation peuvent être observés.

Décantation de particules discrètes : Dans cette forme de décantation, les particules chutes au fond du bassin sans que leurs propriétés physiques (forme et dimension) ne soient altérées. La vitesse à laquelle les particules chutent est indépendante de leur concentration. Ce type de décantation est habituellement retrouvé dans les dessableurs.

Décantation de particules floculantes : Ce type de décantation est caractérisé par l'agglomération des particules lors de leur chute vers le fond du bassin. Ce processus altère les propriétés physiques des particules (forme, densité, dimension, vitesse de chute). Ce type de décantation est rencontré dans les usines de traitement des eaux et dans les décanteurs secondaires des usines d'épuration.

Décantation freinée : Ce type de décantation survient lorsque la concentration des particules est élevée. Elle est caractérisée par la formation d'une couche particulaire qui

crée une démarcation entre les solides décantés et le surnageant liquide. Cette décantation est observée dans la partie profonde des décanteurs.



Figure 4.2 Décanteur à lames (Air et Eau Système, 2006)

3.2.2 Les types de décanteurs

Outre les bassins de décantation traditionnels, on distingue principalement deux types de décanteurs, le décanteur à tube et le décanteur lamellaire (figure 4.2). Dans ces types de décanteur, le rendement est accru grâce à l'augmentation de surface de décantation. De manière générale, un décanteur à lamelles est plus coûteux qu'un décanteur à tubes, car la construction est plus complexe. Le choix du décanteur repose principalement sur les caractéristiques des particules à éliminer. Plus les particules à décantent sont légères plus on utilisera un décanteur lamellaire.

4 Les procédés de traitement des boues

Une fois les boues recueillies, elles peuvent être directement enfouies ou subir un traitement plus ou moins poussé. Bien que l'enfouissement des boues soit la méthode la plus utilisée dans le monde (Reid, 1998), Elle semble toutefois une alternative de plus en plus contestée au niveau social et environnemental. Au Québec, par exemple, il y a une forte opposition sociale face aux projets d'ouverture de nouveaux sites d'enfouissement et ceux déjà existants ont des capacités toujours plus restreintes (BAPE, 1997). Par ailleurs la lixiviation générée dans les sites d'enfouissement constitue un problème environnemental de première importance (Rouleau et Sasseville, 1996).

Outre l'enfouissement, plusieurs traitements sont disponibles pour faire face aux problèmes associés à la gestion des boues (contraintes d'espace, lixiviation, odeurs, pollution atmosphérique, etc.). Or, avec les coûts de traitement qui ne cessent d'augmenter et les lois environnementales toujours plus restrictives, les industries et les usines de traitements des eaux doivent maintenant mettre au point des stratégies respectueuses de l'environnement et viables économiquement.

L'efficacité des procédés de traitements des biosolides, comme c'est le cas pour le processus de coagulation floculation, est intimement liée aux caractéristiques physicochimiques de la boue à traiter.

4.1 La réduction de la teneur en eau des boues

Afin de réduire les quantités de boue à traiter, plusieurs procédés peuvent être employés. On distingue principalement trois types de procédés pouvant être utilisés pour retirer l'eau des boues : l'épaississement, la déshydratation et le séchage (en ordre croissant d'efficacité et de coût) (ADEME, 2006).

4.1.1 Épaississement

Ce traitement vise à augmenter le pourcentage de matières sèches dans la boue. L'épaississement peut se réaliser par simple gravitation dans un bassin ou dans un concentrateur. Des moyens mécaniques tels l'égouttage, la flottation et la centrifugation peuvent aussi être utilisés. Généralement, on obtient un pourcentage de matières sèches de l'ordre de 3 à 7 % suivant l'épaississement. (ADEME, 2006)

4.1.2 Déshydratation

Avec ce type de traitement, la teneur en matières sèches est fortement augmentée et l'état physique de la boue est modifié, passant d'un état liquide à un état pâteux ou solide. Cette étape permet aussi d'éliminer la composante liquide de la boue. Par ailleurs, ce traitement peut être utilisé pour optimiser le procédé de séchage thermique. Plusieurs technologies peuvent être utilisées pour réaliser la déshydratation ; voici un survol des principales (ADEME, 2006).

Le filtre-pressé : Cette technologie peut-être employée pour déshydrater la plupart des boues, notamment celles d'origine municipale. Le procédé est relativement simple, la boue est mise en sandwich entre deux ceintures poreuses qui roulent sur des presses

roulantes de différents diamètres (figure 5.1). La déshydratation est ainsi obtenue sous l'action de la pression. L'équipement requis est passablement coûteux, donc le procédé n'est pas économiquement viable pour le traitement de volumes d'eau usée inférieurs à 14 millions de litres par jour. Le coût d'une telle technologie varie selon la grosseur de l'équipement choisi. Un petit filtre-presse générant 225 kg de matière sèche/h peut coûter 47 500 \$ US alors qu'un plus volumineux (740 kg / h) environ 115 000 \$ US. Ces coûts ne comprennent pas l'installation, la manutention, ni l'équipement auxiliaire. À cela s'ajoutent les coûts d'opération et de maintenance qui se chiffrent à environ 80 \$ US par tonne de matière sèche produite (EPA, 2000b).

Avantages

- Pas besoin de beaucoup de main d'œuvre pour opérer la machinerie
- L'entretien est simple et facile. Le remplacement de la ceinture constitue la principale dépense
- L'appareil peut être mis en marche et arrêté rapidement contrairement à une centrifugeuse qui peut mettre une heure avant de s'arrêter.
- Comparativement à une centrifugeuse, il y a moins de bruit lors de l'opération

Inconvénients

- Les odeurs peuvent être un problème. Un bon système de ventilation ou l'utilisation de composés chimiques devrait cependant réduire les nuisances olfactives. Certains manufacturiers proposent des filtres-presses complètement isolés pour réduire les odeurs.
- Si la concentration en solide ou en matière organique des boues varie beaucoup, un plus grand nombre d'opérateurs est nécessaire.
- L'efficacité du procédé est réduite pour des boues contenant beaucoup de graisses et d'huiles.
- Le lavage du filtre-presse demande de grandes quantités d'eau



Figure 5.1 : Filtre-presse de la ville de Weirton en Virginie (USA)
(Source: www.cityofweirton.com/wsb/treatment.htm)

Les membranes géotextiles : Ce type de membrane sert à stocker les boues pour permettre leur déshydratation. Ces membranes sont fort résistantes et perméables, en plus d'offrir de bonnes propriétés de rétention. Elles peuvent donc être remplies d'un biosolide, même si ce dernier contient de fines particules. Une fois la membrane remplie, l'eau s'évapore au travers de petits pores et la boue perd en volume. La membrane peut-être remplie à mesure que l'eau s'évapore. Après le dernier cycle de remplissage/séchage, on peut laisser la boue dans la membrane pour qu'elle se consolide (figure 5.2, page suivante). Une fois consolidée, la boue peut-être utilisée comme fertilisant ou tout simplement enfouie. (Ten Cate, 2006)

Avantages

- Contrôle des odeurs
- Faible coût d'investissement
- Obtention d'une boue solide à valeur ajoutée
- Réduit le coût de l'élimination des boues grâce à la déshydratation et la consolidation
- Peu d'impacts négatifs sur l'environnement

Inconvénient

- Nécessite beaucoup d'espace



Figure 5.2 : Schématisation des étapes du procédé de déshydratation à l'aide de membranes géotextiles (Ten Cate, 2006)

Le presseur rotatif : Il s'agit de la technologie la plus avancée pour réaliser la déshydratation des boues d'eaux usées de toutes sortes. Le principe de fonctionnement est simple. La boue à déshydrater est dirigée dans un canal rectangulaire à la périphérie d'une roue dont les parois latérales sont constituées d'un tamis filtrant rotatif qui retient les solides et laisse s'écouler le liquide. Le mouvement rotatif de la roue exerce une force d'entraînement et de compression sur le biosolide (figure 5.3). La restriction exercée mécaniquement à la sortie permet d'obtenir un résidu à haut contenu en matières solides. (Fournier, 2006)

Avantages

- Opération en continue
- Procédé totalement fermé
- Faible consommation énergétique

- Réduction importante du bruit par rapport aux autres techniques mécaniques de déshydratation
- Opération simple du procédé et entretien facile
- Peu d'espace requis

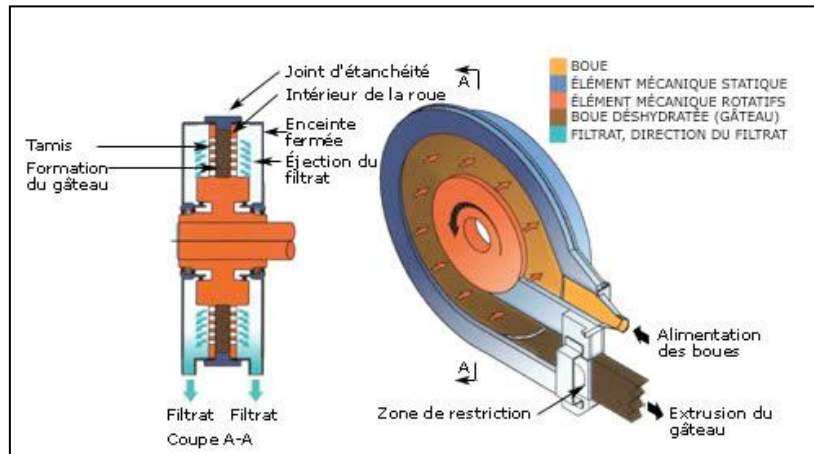


Figure 5.3 : Représentation schématique d'un pressoir rotatif (Fournier, 2006)

La centrifugeuse : Elle permet de séparer l'eau de la matière solide sous l'effet de la force centrifuge. La boue et l'eau peuvent ensuite être récupérés et traités séparément.

Avantages

- Opération en continu
- Procédé totalement fermé
- Opération et entretien facile
- Peu d'espace requis

Inconvénients

- La centrifugeuse ne peut pas être arrêtée rapidement. Une heure peut-être nécessaire avant l'arrêt complet de l'appareil
- Cet appareil peut générer un bruit important

4.1.3 Le séchage

Ce procédé vise une élimination totale de l'eau par évaporation et drainage. Il peut se réaliser par voie naturelle, sur un lit de séchage (figure 5.4) ou par voie thermique. La technique des lits de séchage est réalisée à l'air libre pour des boues liquides. Le soleil évapore une partie de l'eau, alors qu'une autre partie est drainée à travers une couche filtrante de sable ou de gravier. On obtient généralement une boue contenant 35 à 40 % de matières sèches, mais le rendement varie fortement avec les conditions météorologiques.

Avantages

- Peu coûteux et peu énergétivore

- Faibles impacts sur l'environnement

Inconvénients

- Déshydratation partielle des boues
- Besoin d'une superficie relativement grande
- Seulement pour le traitement extensif des boues
- Le rendement dépend des conditions météorologiques



Figure 5.4 : Lit de séchage dans la ville de Miami, Floride (USA)
(source : www6.miami.edu/studorgs/umfwea/davie)

4.2 La digestion biologique

La digestion anaérobie et aérobie des boues est couramment utilisée dans le secteur municipal de traitement des eaux (Metcalf et Eddy Inc., 1991). Ces deux processus biologiques visent une réduction des odeurs, du taux de putréfaction et des microorganismes ainsi qu'une réduction massique de la boue de l'ordre 50-70 % (Lee *et al.*, 1976). Brièvement, la digestion biologique de biosolides convertit la matière putrescible en liquide, en solides dissous et en gaz avec une destruction significative des pathogènes (Mahmood et Elliott, 2006).

4.2.1 Digestion anaérobie

La digestion anaérobie prend généralement place dans un réacteur scellé (figure 5.5). Elle peut être décrite selon les deux étapes suivantes : (1) la digestion de la matière particulaire et (2) la séparation de la phase liquide digérée et de la phase solide. La digestion a pour effet de transformer la boue en dioxyde de carbone, en eau et en méthane (Rintala et Puhakka, 1994). Cette technologie est déjà largement utilisée dans l'industrie agroalimentaire. Elle génère deux produits pouvant être valorisés : le méthane sous forme énergétique et l'effluent liquide sous forme de fertilisant (Castillo *et al.*, 2005). Sur le plan environnemental la digestion anaérobie comporte plusieurs avantages, notamment une diminution des odeurs associées à la gestion des effluents agroalimentaires, une diminution de la contamination des cours d'eau par les substances nutritives et enfin une réduction dans la production des gaz à effet de serre (GES) (Enjeu – Énergie, 2005). Le protocole de Kyoto contient d'ailleurs des clauses en vue de promouvoir la recherche sur les énergies renouvelables et les technologies réduisant les émissions de GES.

C'est une technologie applicable à plusieurs type d'effluents : traitements des eaux municipales, industrie des pâtes et papier, industrie porcine, industrie bovine, les

brasseries, l'industrie de la pomme de terre, etc. En Europe, il existe d'ailleurs plus de 500 digesteurs anaérobies opérés sur des fermes agricoles (Castillo *et al.*, 2005). Au Canada, plus de 750 digesteurs anaérobies ont été installés au cours des deux dernières décennies (Enjeu – Énergie, 2005).

Un projet réalisé dans une usine pilote de l'Alberta montre les bénéfices énergétiques qui peuvent être tirés de la digestion anaérobie. Il est ainsi possible de produire 1 MW d'électricité à l'aide d'une cogénérateur grâce à la digestion anaérobie du fumier de 7500 bovins. Entre 200-300 kW sont utilisés pour les besoins énergétiques des installations industrielles et les 700 kW restants alimentent 700 foyers pendant un an (Enjeu – Énergie, 2005).

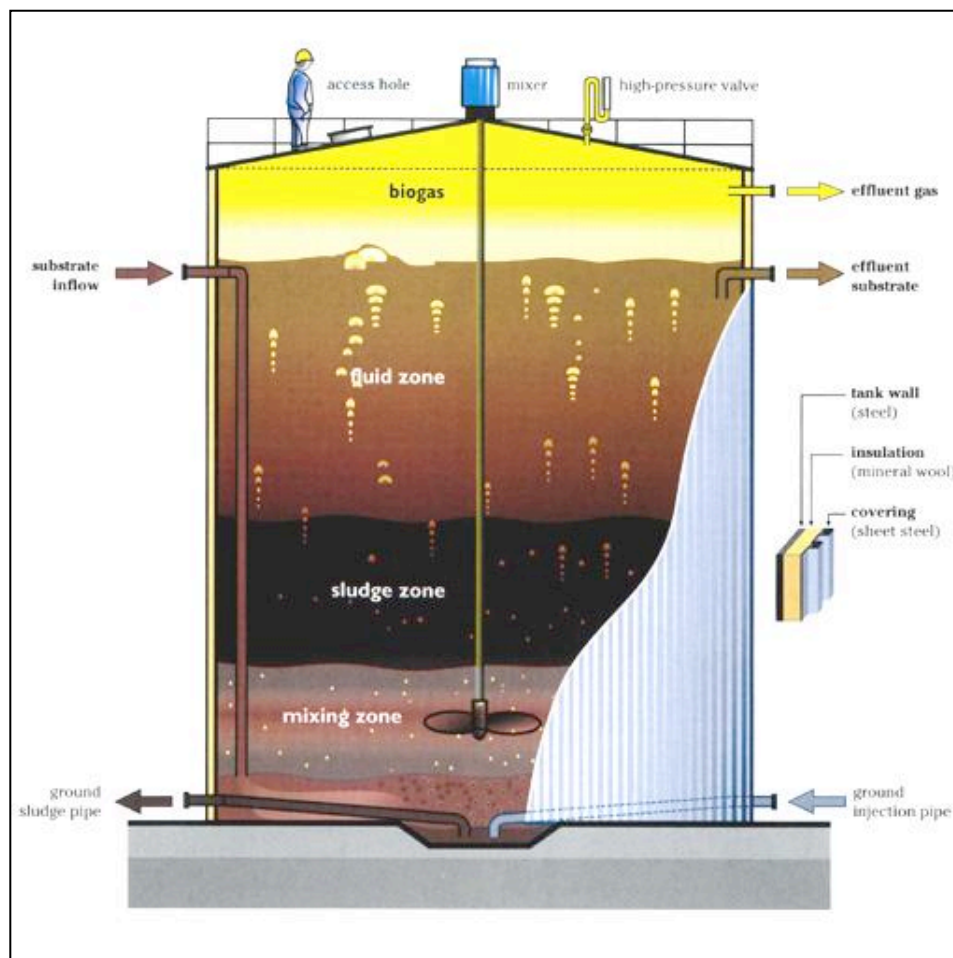


Figure 5.5 : Coupe longitudinale d'un digesteur anaérobie (Clark Group, 2006)

Avantages (Clark Group, 2006)

- Nécessite peu d'énergie pour fonctionner
- Produit du biogaz pouvant être utilisé comme moyen chauffage ou de production d'électricité (cogénérateur)
- Réduit la production de GES par la combustion du méthane produit
- Requiert peu d'espace

- Les coûts d'opération sont relativement bas (peu d'entretien, peu de main-d'œuvre requise)
- Moins coûteux que le compostage si les quantités de boues produites sont supérieures à 50 000 t/an.
- pas d'odeur dégagée
- le résidu solide peu être utilisé comme fertilisant
- pas besoin de déshydrater la boue

Inconvénients

- L'activité biologique n'est pas complètement bloquée suite au traitement

4.2.2 Digestion aérobie

Avec une digestion aérobie, il est généralement possible d'obtenir une réduction du volume des boues de l'ordre de 50 %. Cette méthode de traitement implique une aération des boues accompagnée d'un brassage, afin de fournir aux microorganismes un apport constant en oxygène. Le procédé prend habituellement place dans un réservoir ouvert (digesteur aérobie) ou un lagon (figure 5.6) (Mahmood et Elliott, 2006).

Le temps de digestion est dépendant de plusieurs facteurs (température, pH, composition de la boue, etc.) et dans la plupart des cas, la digestion prend entre 10 et 25 jours. La digestion peut se réaliser dans des conditions mésophile ou thermophiles et une meilleure digestion des biosolides est obtenue en conditions thermophiles. Cependant, les boues non digestibles obtenues suivant une digestion dans ces conditions de température élevée sont plus difficiles à déshydrater. D'autres problèmes opérationnels accompagnent aussi une digestion thermophile, tels le dégagement d'odeurs et le moussage (Mahmood et Elliott, 2006).

C'est aussi une technique efficace de désinfection et de stabilisation des boues. On peut réduire les coûts d'opération en incluant une phase anoxique au processus, sans réduire l'efficacité du traitement. Cette phase anoxique aura pour effet d'encourager la métabolisation des nitrates (Hao *et al.*, 1991). La digestion aérobie peut aussi précéder une digestion anaérobie comme l'a démontré Spinosa *et al.* (1994). Ce type de digestion s'applique également à plusieurs types d'effluents et son usage est fort répandu en Europe (Mahmood et Elliott, 2006).

Une digestion aérobie en deux phases peut aussi être fort efficace. Murthy *et al.* (2000) ont ainsi montré qu'un traitement combinant une première phase de digestion en condition mésophile suivie d'une seconde en conditions thermophile réduit efficacement la quantité de biosolides, en plus d'améliorer son potentiel de déshydratation. Ce procédé est mieux connu sous le nom de digestion aérobie autothermale thermophile.

Avantages

- Permet une certaine désinfection des boues
- Pas besoin de déshydrater
- Pas énergétivore

Inconvénients

- En conditions thermophiliques, des problèmes d'odeurs et de moussage peuvent survenir
- Les boues résiduelles sont difficiles à déshydrater en condition thermophiliques
- L'activité biologique n'est pas complètement bloquée



Figure 5.6 : Digesteur aérobique de la ville de Angola en Inde
(source: www.angolain.org)

4.2.3 Marais filtrant

Cette technologie ne pose pas vraiment de problème opérationnel en plus d'être efficace pour enlever les MES, la matière organique et les éléments nutritifs (Comeau *et al.*, 1999). D'une part, elle permet la rétention physique des MES grâce à la présence de matériaux granulaires formant le fond du marais et aussi grâce à la présence d'algues et autres végétaux (quenouilles, roseaux) qui ont été plantés (figure 5.7). D'autre part, la biomasse bactérienne assure une déphosphatation biologique efficace les premières années, cependant ce rendement chute au fil du temps. Selon le type de substrat utilisé pour tapisser le fond du marais, on peut obtenir un enlèvement de 95 % des MES et 85 % du phosphore total (Bourmecied, 2003; Comeau *et al.*, 1999; Ouellet-Plamondon, 2003).

Il est possible de diriger vers le marais filtrant le surnageant obtenu suite au traitement des boues. Enfin, en hiver l'efficacité de cette technologie est largement réduite. Par temps froid, la biomasse microbienne est peu active et il y a absence de croissance végétale. Le prélèvement biologique d'éléments nutritifs dans ces conditions est donc faible (Ouellet-Plamondon, 2003).

Avantages

- Rétention physique des MeS combiné à un traitement biologique de la matière organique

Inconvénients

- Dégradation biologique fortement ralentie en hivers
- Occupe beaucoup d'espace
- Nécessite un effluent suffisamment concentré en matière organique



Figure 5.7 : Marais filtrant de la pisciculture Aubé
(source : pages.globetrotter.net/jocelyn.aube/mar.htm)

4.3 Les traitements thermiques

4.3.1 Incinération

Parmi les traitements qui utilisent la chaleur pour réduire le volume des boues, l'incinération est sans doute le plus populaire (figure 5.8). Suite à l'incinération, l'eau contenue dans le biosolide est complètement évaporée et les matières organiques sont oxydées en CO_2 et H_2O . Mis à part son coût élevé, à cause de la grande demande énergétique du procédé, l'incinération présente certains problèmes opératoires, en plus de générer de la pollution atmosphérique particulaire et gazeuse (Mahmood et Elliott, 2006).

Avantages

- Oxydation totale de la matière organique et évaporation complète de l'eau
- Pas de nuisances olfactives et blocage de l'activité biologique

Inconvénients

- Pollution atmosphérique gazeuse et particulaire importante
- Grande demande énergétique
- Problèmes opératoires fréquents
- Besoin de déshydrater les boues
- Besoin d'enfouir les cendres
- Investissement de capital important

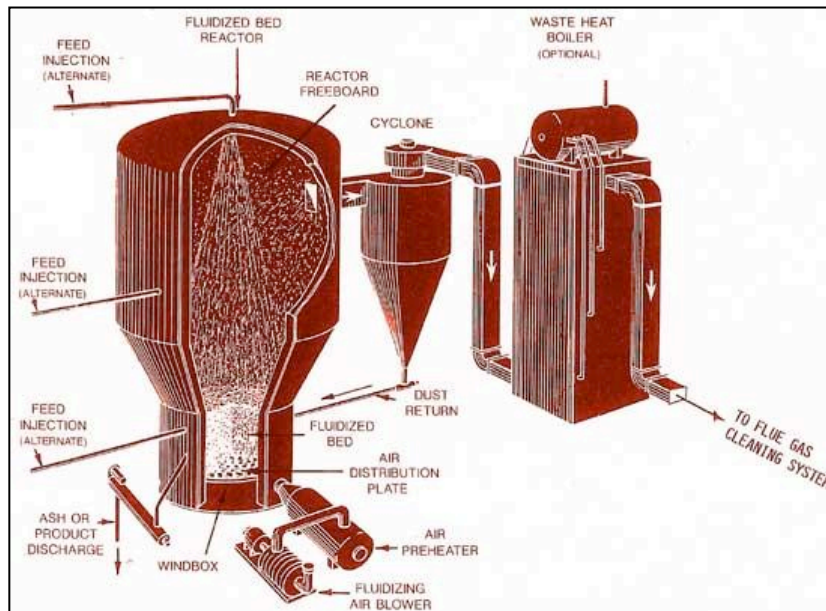


Figure 5.8 Schéma d'un incinérateur (source : <http://www.endersprocess.com>)

4.3.2 Carbonisation

La carbonisation est un procédé qui vise le traitement des boues déjà séchées ou déshydratées à 90 % par chauffage en anoxie à 750 °C dans une fournaise rotative (figure 5.9). C'est d'ailleurs une des trois approches qui a été retenues par la Japan Sewage Work Agency (Murakami, 1998). Le produit résiduel est un mélange de carbone et de composé inorganiques. Avec ce procédé, on obtient une réduction de l'ordre de 90 % en volume et de 75 % en masse de biosolides. Bien que ce procédé produise moins d'émissions atmosphériques, il est nécessaire d'y ajouter un épurateur d'air pour obtenir un bon rendement environnemental. Comparativement à l'incinération, le système est considéré comme moins dispendieux au niveau du capital à investir et du coût opératoire (Nichols, 1992).

Avantage

- Réduction de 90 % en volume et 75 % en masse
- Moins dispendieux qu'un incinérateur (capital à investir et opération)
- Pas de nuisances olfactives et blocage de l'activité biologique

Inconvénients

- Moins énergétivore que l'incinération, mais la demande énergétique est quand même très élevée
- Pollution atmosphérique importante (moins qu'un incinérateur)
- Besoin de déshydrater les boues

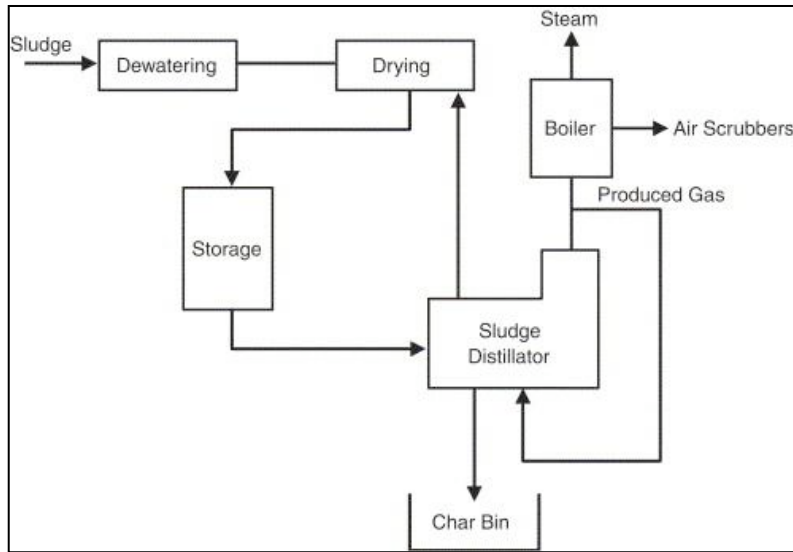


Figure 5.9 : Schématisation du procédé de carbonisation des boues (Mahmood et Elliott, 2006)

4.3.3 Gazéification

Durant ce procédé, les boues réagissent avec de la vapeur d'eau à une température de 650 à 720 °C, ce qui génère un gaz à valeur ajoutée et un résidu composé de matière inorganique complexé au carbone résiduel. La conversion du carbone en gaz est de l'ordre de 80-95 % et la production de charbon de 5 à 20 %. Contrairement à l'incinération, ce type de traitement calorifique ne semble pas générer de dioxines (Mahmood et Elliott, 2006).

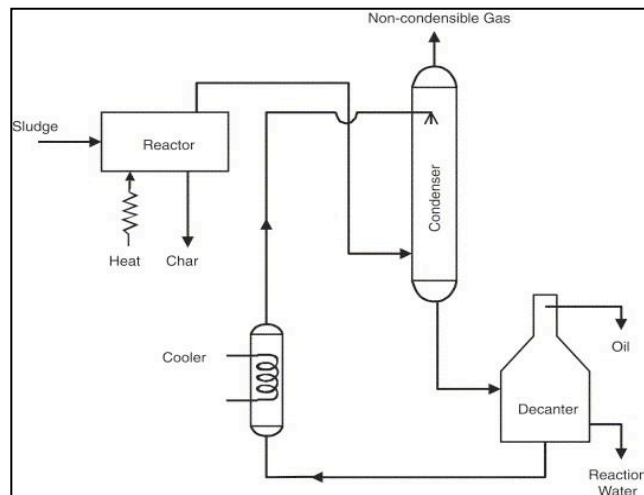


Figure 5.10 : Schématisation du processus de pyrolyse à basse température (Mahmood et Elliott, 2006)

4.3.4 La pyrolyse à basse température

Cette technologie est sensiblement similaire à la carbonisation, mais avec une température de réaction plus faible, de l'ordre de 300-350 °C. Une fois volatilisés les composés sont condensés en huile, un produit valorisable (figure 5.10, page précédente).

Environnement Canada a déjà réalisé une évaluation économique de cette technologie en comparaison avec l'incinération. Les coûts (capital et opération) sont les suivants : l'incinérateur coûte de 350 à 1042 \$ par tonne de boues séchée alors que la pyrolyse à basse température coûte environ 207 \$ la tonne sèche. Lorsque l'on considère la valeur de l'huile obtenue, ce coût chute à 148 \$ par tonne (Mahmood et Elliott, 2006)

4.4 L'oxydation chimique

4.4.1 Oxydation avec de l'eau en phase supercritique

À une température supérieure à 374 °C et sous une pression d'au moins 22 MPa, l'eau existe dans un état supercritique, donc entre la phase liquide et gazeuse. Dans ces conditions extrêmes, l'eau devient alors un solvant très efficace pour dissoudre les molécules organiques en plus de devenir un milieu favorable aux réactions d'oxydation (Murakami, 1998). De plus, l'eau supercritique réagit avec les molécules organiques pour en former de plus petites, sans qu'il y ait formation de charbon. En présence d'un oxydant comme l'air, les petites molécules ainsi formées sont facilement oxydables. Ce procédé implique donc une réaction très brève entre l'eau supercritique et la boue avec obtention des produits suivants : eau, CO₂, azote gazeux, acides, sels et oxydes inorganiques. Les transformations chimiques qui prennent place dans ce procédé sont similaires à celles observées durant une incinération, c'est plutôt le processus d'oxydation qui diffère. Un schéma du procédé est proposé à la figure 5.11.

Dans ce procédé, le biosolide est pressurisé à 25.5 MPa et mélangé avec de l'oxygène pressurisé à température pièce selon un ratio biosolide/oxygène de 90:6. Cette mixture est ensuite chauffée pour atteindre une température entre 300 et 400 °C, selon la nature de la boue à traiter. Plus la température augmente, plus le taux d'oxydation augmente. Lorsque la température atteint 360-380 °C, la phase liquide disparaît dans le réacteur de préchauffage (preheater-reactor). La mixture, en pleine réaction d'oxydation, entre ensuite dans le réacteur principal où la portion restante de la matière organique est oxydée dans un temps de résidence relativement court, soit environ 5-10 min. La température maximale dans le réacteur principal avoisine les 600 °C. Une fois la réaction d'oxydation quasi complétée, la mixture de réaction est refroidie à température pièce dans un échangeur thermique et la vapeur d'eau redevient liquide. La phase gazeuse, principalement composée de CO₂ et d'un excès O₂, est ensuite séparée du mélange solide/liquide.

Avantages (Modell *et al.*, 1992)

- Ne requiert pas un haut niveau de déshydratation des boues contrairement aux procédés thermiques d'oxydation (10 % de matière solide est suffisant)
- Moins coûteux que lorsque l'on combine les traitements de déshydratation des boues et d'incinération
- Les coûts de ce procédé peuvent être comparés à ceux de l'enfouissement (si les coûts d'enfouissement excèdent 50 \$ / t)

- Oxydation quasi complète (> 95 %) des la matière organique
- Pas nuisances olfactives et blocage de l'activité biologique

Inconvénient

- La technologie demeure peu développée et peu appliquée

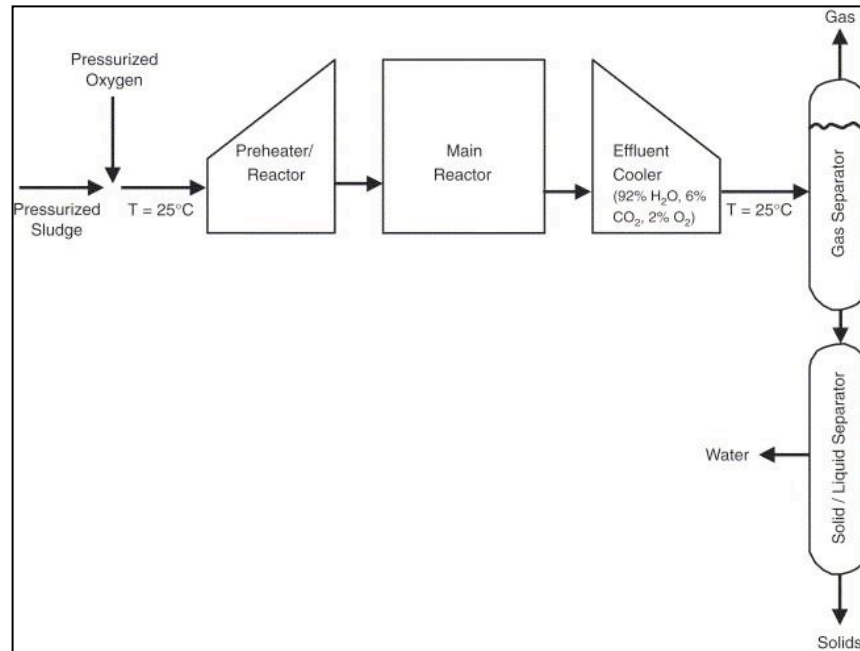


Figure 5.11 : Schématisation d'un système de traitement des boues avec eau supercritique (d'après Modell *et al.*, 1992)

4.4.2 Oxydation à l'air humide (Oxydation à l'eau subcritique)

Ce type d'oxydation se déroule sans l'utilisation du feu, c'est l'air et d'autres agents oxydants sous des conditions de pression entre 2-20 MPa et des températures de 150-370 °C qui génèrent la réaction (Zimmerman et Diddams, 1960). Le procédé utilisé est similaire à celui utilisé dans l'oxydation avec de l'eau supercritique à l'exception que la mixture est gardée sous le point critique de l'eau. Contrairement au procédé utilisant l'eau supercritique qui réalise une oxydation presque complète de la matière organique contenue dans le biosolide, l'oxydation à l'air humide réalise plutôt une hydrolyse complète de celle-ci (> 95 %) et une oxydation incomplète (Shanableh, 2000).

L'efficacité du procédé dépend des paramètres opératoires notamment, la température, la pression, la quantité d'air présente et la concentration en solides de la boue. Généralement, on peut optimiser la réaction d'oxydation en augmentant la température près de 370 °C et la pression jusqu'à 27 MPa. Comme avec l'incinération, une source externe d'oxygène est requise pour la réaction. Le biosolide n'a pas besoin d'être déshydraté pour être oxydé, mais une diminution substantielle des coûts de traitement est obtenue lorsque le taux de matières solides passe de 3 % (38 \$ US / t) à 6 % (25 \$ US / t) (Mahmood et Elliott, 2006).

Cette technologie est déjà commercialisée sous le nom de 'Zimpro Process' et un certain nombre de bénéfices accompagnent sont utilisation :

Avantages

- Bloque l'activité biologique
- Aucune pollution atmosphérique
- Peu de production de cendre vs l'incinération
- Pas de déshydratation du biosolide requise

Inconvénient

- Le procédé produit toutefois une liqueur fortement concentrée en matière organique. Cette liqueur doit être traitée, ce qui demande une capacité d'aération accrue. La demande biochimique en oxygène (DBO) de cette liqueur peut-être aussi élevée que 40-50 % de la DBO du biosolide original.

4.4.3 Digestion alcaline (chaulage)

Dans ce traitement, on ajoute une importante quantité de chaux (10 à 50 % de la masse sèche), ce qui bloque tout simplement l'activité biologique de la boue par augmentation du pH au dessus de 12. Pour réaliser ce traitement, il faut cependant déshydrater la boue sauf dans le cas du filtre-pressé où un lait de chaux est ajouté directement aux boues liquides. Le procédé est applicable sur des boues déjà stabilisées biologiquement (ADEME, 2006).

Avantages

- Réduit les nuisances olfactives
- Une fois chaulées les boues peuvent servir à neutraliser des sols acides
- Unique mode de stabilisation pour les boues issues d'un traitement physico-chimique
- Bloque l'activité biologique

Inconvénients

- Besoin de grandes quantités de chaux
- L'addition de chaux augmente de façon considérable les volumes de boues devant être enfouis ou épandus
- Besoin de déshydrater la boue

4.5 Le compostage

Le compostage (figure 5.12) est en fait un procédé de stabilisation biologique des boues en aérobie. Idéalement, on l'utilise lorsque les boues ont déjà été déshydratées, cela aura pour effet de réduire substantiellement les coûts associés au support de compostage. En effet, les boues ne sont pas auto-compostables, on doit ajouter de la matière compostable pour enclencher la réaction. Ainsi les boues fraîches sont mélangées avec un support carboné tel le bois ou les résidus verts, afin qu'ils absorbent l'eau. Une réduction de 60 % de la teneur en eau peut-être obtenue (ADEME, 2006). Une fois compostées, les boues ressemblent à du terreau, elles sont plutôt solides et stabilisées. Actuellement, cette technologie gagne en popularité vu ses impacts relativement faibles sur l'environnement (ADEME, 2006).

Avantages

- Peu d'impacts sur l'environnement
- Produit un engrais pour l'agriculture
- Procédé simple à réaliser

Inconvénients

- Nécessite beaucoup d'espace



Figure 5.12 : Compostage de boues au Royaume-Uni
(source : www.soilenviromentservices.co.uk/rlc.htm)

5 Aquaculture et traitement des rejets piscicoles

Au Québec, on utilise principalement deux types d'installations aquacoles. D'une part, on retrouve plusieurs systèmes de production aquacole traditionnels basés sur un mode de production semi-intensif. D'autre part, on observe qu'il y a un intérêt croissant pour les installations en circuit fermé. Ces dernières offrent l'avantage de permettre une intensification du mode de production et une recirculation de l'eau pouvant atteindre 90-99 %. Ce mode de production apparaît donc comme une alternative durable à l'aquaculture traditionnelle, car elle réduit considérablement la prise d'eau neuve et contribue ainsi à la protection des milieux aquatiques. Présentement, près d'une dizaine d'installations piscicoles sont opérées en circuit fermé au Québec. À moyen terme, ce nombre devrait augmenter, une tendance qui laisse présager qu'il y aura possiblement ouverture du marché concernant les technologies de traitement des effluents aquacoles (CQVB, 2004).

5.1 Pisciculture en circuit ouvert

La pisciculture en circuit ouvert constitue le mode de production traditionnel. Ce système de production est caractérisé par le puisage d'une importante quantité d'eau neuve et par une détérioration de la qualité de celle-ci. En d'autres termes, en circuit ouvert, l'eau après avoir été utilisée n'est quasiment pas traitée, elle est donc retournée dans les systèmes aquatiques naturels avec une certaine concentration de polluants, principalement des MES et du phosphore (dissout et particulaire). Seul une partie des MES (fèces et aliments non ingérés) est récupérée par sédimentation à la sortie des bassins d'élevage. Une oxygénation de l'eau est aussi réalisée afin de remplacer l'oxygène consommé par la biomasse de poisson produite (Morin, 2003).

5.2 Pisciculture en circuit fermé

Ce type de système de production piscicole est muni d'un équipement de traitement de l'eau, ce qui permet de réduire la prise en eau neuve à seulement 1 – 5 %. Généralement un filtre biologique est utilisé comme technologie d'épuration de l'eau recirculée en continu. Les pertes d'eau sont essentiellement dû au nettoyage des bassins et lors des opérations d'enlèvement des MES (Morin, 2003).

5.2.1 Composantes d'une pisciculture en circuit fermé

Mis à part les bassins d'élevage, plusieurs autres composantes sont nécessaires au fonctionnement d'une pisciculture en circuit fermé:

- Unité de recirculation (fosse de réception et pompes)
- Unité d'enlèvement des MES (décanteur, filtre mécanique, écumeur de protéines)
- Unité de nitrification de l'azote ammoniacale (filtre bactérien)
- Unité d'équilibration des gaz dissous (colonne à percolation) et d'oxygénation (système d'injection d'oxygène pur)
- Unité thermique (pompe thermique et échangeur de calories)

- Unité d'équilibration physico-chimique (analyseur d'eau et système d'injection de produits chimiques)

Pour faciliter la régulation de la température de l'eau d'un système de ce genre, il est préférable d'aménager les installations à l'intérieur d'un bâtiment isolé (Morin, 2003).

Avantages

- Les besoins en eau sont considérablement réduits, il est donc plus facile de composer avec les restrictions législatives en matière de captage d'eau neuve et de rejet d'eau usée.
- Contrairement aux installations en circuit ouvert qui produisent une grande quantité d'effluent faiblement concentré, les installations avec recirculation permettent une bien meilleure gestion des effluents vu leur plus grande charge en minéraux et matière organique.
- Vu que la prise en eau neuve est beaucoup plus faible, il est possible d'établir ce genre de pisciculture à des endroits non propices à la pisciculture traditionnelle.
- Le contrôle de la température de l'eau est plus facilement réalisable et à des coûts inférieurs qu'en circuit ouvert. Cela a pour effet d'augmenter les performances au niveau de la croissance des poissons.

6 Recommandations pour les piscicultures québécoises

Suite à l'examen des différents procédés de coagulation-floculation et des diverses alternatives de traitements des boues, deux de ces technologies semblent être applicables à l'industrie piscicole québécoise. Voici donc les motifs qui nous poussent à croire que l'utilisation d'un procédé de coagulation-floculation à base de sels chimiques et de chitosane suivi d'une digestion anaérobie des boues constitue la solution la plus avantageuse pour récupérer/traiter les MeS et pour réduire les rejets de phosphore des stations piscicoles québécoise. Brièvement, la filière de traitement que nous proposons pour assurer une gestion intégrée des boues et du phosphore serait constituée d'une unité de récupération des MES dans les bassins d'élevage et d'un bassin de coagulation-floculation, isolé des élevages, qui permettrait de récupérer les MES non sédimentée dans le bassin d'élevage. Une fois les boues issues du bassin d'élevage et du bassin de coagulation-floculation récupérées, une digestion anaérobie serait employée pour traiter l'ensemble du biosolide.



Figure 6.1 : Pisciculture québécoise en circuit fermé (Morin, 2003)

6.1 Procédé de coagulation-floculation couplant sels chimiques et chitosane

Le sel métallique retenu pour réaliser la réaction de coagulation est le FeCl_3 , d'abord parce que ce sel est largement utilisé dans le domaine du traitement des eaux et parce que son efficacité élevée est largement reconnue tant pour enlever les MES que le phosphore dissous. De plus, une étude préliminaire réalisée par Marinard Biotech (2001) dans un élevage de salmonidé démontre qu'en utilisant le chlorure ferrique avec le chitosane, une diminution des quantités de phosphore dissous de l'ordre de 78 à 86 % est obtenue. Les concentrations de chlorure ferrique utilisées dans cette étude varient de 6 à 15 ppm selon le stade de développement de l'élevage (alevinage ou engraissement) alors que la quantité de chitosane utilisée demeure constante à 0.1 ppm. Cette combinaison s'est ainsi révélée plus efficace que l'utilisation de l'alun ou de la chaux, même lorsque ces sels étaient couplés au chitosane. Le chitosane, de son côté, améliore considérablement le taux de récupération du phosphore, en plus de réduire substantiellement les quantités de chlorure ferrique nécessaires à la réaction.

Cependant, bien que le chlorure ferrique soit rarement responsable d'une toxicité aigüe, la toxicité chronique est possible lorsque les concentrations sont suffisantes dans un milieu donné (Randall *et al.*, 1999). Or, cette toxicité n'est pas gênante au niveau des élevages, car le chlorure ferrique serait ajouté dans un autre bassin que celui où sont élevés les poissons, un bassin de coagulation-floculation. La toxicité aigüe du chitosane, observée par Bullock *et al.* (2000) au niveau des tissus branchiaux des truites arc-en-ciel, ne constituerait pas un problème pour cette même raison. Par ailleurs, il semblerait que le chitosane soit moins toxique au niveau des écosystèmes que le floculant synthétique le plus utilisé en aquaculture, le polyacrylamide (Marinard Biotech, 2000)

Ce procédé pourrait donc être appliqué sans compromettre la santé des élevages tant en circuit ouvert qu'en circuit fermé. Ainsi, dans un système fermé l'eau recirculée proviendrait essentiellement des bassins d'élevage et non du bassin où la réaction de coagulation-floculation aurait lieu. Le procédé devrait donc être sans risque pour le pisciculteur.

Reste l'impact potentiel de l'utilisation d'un tel traitement sur les milieux naturels. Une fois que les MES et le phosphore auront sédimenté sous l'action du FeCl_3 et du Chitosane, on obtiendra une boue potentiellement dommageable pour l'environnement. Toutefois, vu les faibles concentrations de chlorure ferrique utilisées (environ 6 à 15 mg/l d'eau), il semble plutôt improbable que les boues générées et l'effluent liquide soit suffisamment concentrés en fer pour être toxiques et avoir un impact à long terme sur la faune ou la flore des milieux aquatiques et terrestres.

Selon l'étude de Rosana *et al.* (2005), des concentrations ferriques de l'ordre de 0.15 à 0.30 mg/l provoquent la mort de 40 à 60 % des daphnés (*D. similis*) après 14 jours. Donc si une pisciculture optimise le procédé de coagulation-floculation avec des concentrations ferriques de l'ordre de 6 à 15 mg/l d'eau, les concentrations de chlorure ferrique non sédimentées et donc contenues dans l'effluent liquide devrait être négligeables, (environ 1 %). Par conséquent, l'effluent rejeté dans le cours d'eau récepteur devrait donc au plus contenir 0.06 à 0.15 mg/l de chlorure ferrique. Selon un tel scénario, il serait surprenant que cette concentration de fer, une fois diluée dans le cours d'eau récepteur, soit toxique à long terme pour l'écosystème. D'ailleurs, selon Baker *et al.* (1997), le fer en

concentration subléthale ne semble pas toxique chez les poissons. Reste à voir si les autres composantes floristiques et fauniques sont affectées par ce métal lorsqu'on le retrouve en très faible concentration dans un cours d'eau. Il serait aussi bien étonnant que les boues générées, une fois enfouies ou utilisées comme fertilisant agricole, soit suffisamment concentrées pour avoir un impact négatif sur les milieux naturels.

Malgré une toxicité peu probante, il serait quand même prudent de réaliser des études toxicologiques et écotoxicologiques pour s'assurer que les quantités de chlorure ferrique recommandées au niveau du procédé de coagulation-floculation sont sans dangers pour l'environnement. Très peu d'études documentent l'impact du fer sur les milieux aquatiques, mais il existe malgré tout un consensus scientifique vis-à-vis la toxicité du fer sur le biote aquatique (Rosanna *et al.*, 2005).

Le chitosane peut aussi avoir des répercussions sur les écosystème toxique pour la truite arc-en-ciel. La mort survient après 24 h, 6 et 14 jours d'exposition pour des concentrations respectivement de 0.75 mg/l, 0.075 mg/l et 0.019 mg/l de chitosane acidifié. Or les concentrations de chitosane utilisées pour réaliser la floculation sont de 0.1 mg/l. Au même titre que le chlorure ferrique si l'utilisation du chitosane est optimale, la concentration en chitosane résiduel retrouvé dans l'effluent liquide ne devrait pas dépasser 1 % de la quantité utilisée, soit 0.001 mg/l. Ainsi, une fois dilué dans le milieu récepteur, le chitosane résiduel contenu dans l'effluent liquide ne devrait pas poser de contraintes à la vie aquatique.

Au niveau du chitosane contenue dans la boue générée lors de la sédimentation des MES, nous étudions actuellement la possibilité de réaliser la digestion anaérobie de ces boues et donc la dégradation bactérienne du chitosane. Des études indiquent aussi qu'en milieu terrestre, le chitosane ne semble pas toxique (Wibowo *et al.*, 2005). Il peut même être utilisé comme fertilisant agricole, vu qu'il est grandement biodégradable (Marinard Biotech, 2005).

En conclusion, il semble que l'utilisation du chlorure ferrique et du chitosane offre le meilleur rendement en termes de réduction du phosphore et des matières en suspension, dans une optique de respect des normes environnementales sur la qualité de l'eau. Par rapport aux autres sels métalliques, le chlorure ferrique semble le plus efficace pour traiter les effluents aquacoles et les rendements d'épuration sont de beaucoup augmentés par le chitosane, un produit moins nocif que le polyacrylamide. Bien sûr, d'autres coagulants naturels pourraient être utilisés, mais ils demeurent peut disponibles pour un usage industriel, de plus, ils sont, dans la majeure partie des cas, en développement.

6.2 Digestion anaérobie des boues piscicoles

Après un bref survol des technologies utilisées en aquaculture au Québec, nous sommes à même de constater qu'il y a un manque technologique important à combler en matière d'enlèvement du phosphore et de traitement des boues². D'abord en matière de traitement des boues piscicoles, peu de technologies sont utilisées au Québec. Bien sur, il y a les technologies physiques qui permettent de faire sédimer les MES et ensuite de

² Ce survol des technologies est présenté dans le rapport *La digestion anaérobie et le procédé de cristallisation-précipitation de la struvite : deux technologies applicables à l'aquaculture pour réaliser une gestion intégrée des effluents piscicoles*

recueillir les boues (contenant le phosphore particulaire) en provenance des bassins d'élevage. Mais, au niveau du traitement même des boues, peu de développement a été effectué au niveau de l'industrie piscicole québécoise.

Pour cette raison, nous pensons qu'il serait possible d'appliquer un traitement biologique des boues dans les piscicultures de la province, soit la digestion anaérobie. Actuellement, outre les marais filtrants qui affichent une certaine performance en matière de traitements biologiques des boues, aucun autre traitement biologique n'a été développé. Cette technologie pose cependant une contrainte de taille, elle affiche des performances intéressantes seulement durant une certaine période de l'année et son efficacité est largement restreinte durant les mois les plus froids (CQVB, 2004).

Présentement, la digestion anaérobie fait l'objet d'une utilisation courante dans plusieurs secteurs de l'industrie agroalimentaire. Or, Lanari et Franci (1998) ont montré que cette technologie est vraisemblablement applicable à l'industrie piscicole. Les expériences que ces chercheurs ont menées étaient réalisées à petite échelle pour un élevage de truite arc-en-ciel, une des deux espèces principalement élevées au Québec. Suite à une digestion anaérobie, les auteurs ont observé que les quantités de solides volatiles (MVES) sont passées de 16.91 g/l à 1.1 g/l et celles de MES de 21.39 g/l à 1.32 g/l pour des réductions respectives de 93.5 et 93.8 %. En d'autres termes, cette réduction en MVES et MES correspond à une importante diminution dans le volume des boues. En bout de ligne, la digestion anaérobie génère deux produits, des boues et du méthane.

Pour le pisciculteur, plusieurs avantages découlent de l'utilisation de la digestion anaérobie. D'une part, en permettant un traitement rapide et local des boues, l'utilisation d'un digesteur anaérobie permet de réduire l'espace destiné au stockage de celles-ci. D'autre part, les deux produits générés par la digestion anaérobie peuvent être valorisés : le méthane comme source d'énergie ou de chaleur et les boues comme fertilisant (Castillo *et al.*, 2005). Contrairement au processus thermique qui demande de grandes quantités d'énergie pour réaliser l'oxydation de la boue, la digestion anaérobie génère elle-même l'énergie nécessaire au fonctionnement du digesteur bactérien. Et comparativement à l'oxydation chimique des boues, la digestion anaérobie ne requiert généralement pas une addition massive de produits chimiques. Autre avantage, la déshydratation des boues n'est pas nécessaire au fonctionnement du digesteur.

Enfin, sur le plan environnemental, cette technologie offre aussi plusieurs attraits incluant, une diminution des odeurs associées à une gestion rapide des effluents, une diminution de la contamination des cours d'eau par les substances nutritives et enfin une diminution dans la production des GES (Enjeu – Énergie, 2005). La digestion anaérobie adhère donc totalement aux objectifs du protocole de Kyoto de même qu'à ceux de la Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce au Québec (STRADDAQ) (MAPAQ, 2003).

6.3 Potentiel technico-économique de l'application du procédé de coagulation couplant sels chimique et chitosane

Techniquement le procédé de coagulation-floculation à base de chlorure ferrique et de chitosane semble tout à fait adaptable à l'industrie piscicole du Québec. Les résultats obtenus en laboratoire par Marinard Biotech montrent que c'est le traitement le plus efficace pour récolter les MES et le phosphore présents dans les effluents aquacoles. La

réalisation d'une étude pilote en pisciculture permettrait de valider la possibilité d'établir cette technologie à l'échelle industrielle.

6.4 Potentiel technico-économique de l'application de la digestion anaérobie

Comme Lanari et Franci (1998) le démontrent dans leur article, la digestion anaérobie est facilement applicable à l'industrie aquacole, notamment dans les élevages de salmonidés. Les résultats obtenus à l'échelle pilote, avec une recirculation en eau de 60%, sont convainquant et laissent présager qu'il serait possible d'obtenir une meilleure recirculation de l'eau. À noter que dans cette étude pilote, la digestion anaérobie des boues était accompagnée des technologies de biofiltration et d'adsorption de l'azote sur colonne de zéolite. On pourrait aussi envisager d'appliquer le procédé de cristallisation-précipitation de la struvite au surnageant généré par la digestion anaérobie.

Sur le plan économique, le prix d'un digesteur anaérobie est fortement variable, car il existe plusieurs modèles aux dimensions et caractéristiques bien différentes. Suite à une évaluation économique et technique de 31 digesteurs anaérobies opérés à l'échelle industrielle, l'EPA constate que les prix de telles installations peuvent varier de 15 000 \$ US à 546 000 \$ US. À titre indicatif, le coût moyen observé pour ce genre d'installations (14 au total) utilisées dans l'industrie porcine était de 178 710 \$US. Cependant, ces coûts ne tiennent pas compte des revenus qui pourraient être obtenues de par la valorisation du biogaz et de la matière fertilisante récupérée suite à la digestion (Balsam, 2002).

7 Conclusion

Les effluents piscicoles à cause de leur haut contenu en MES et phosphore sont devenus une menace pour certains cours d'eau québécois. De plus le manque de technologies en matière de traitement des effluents aquacoles est en train de compromettre le développement de la pisciculture au Québec.

Suite à un survol des différents procédés de coagulation-floculation et des diverses alternatives de traitements des boues, nous constatons qu'un système de traitement utilisant du chlorure ferrique comme coagulant et le chitosane comme flocculant serait efficace pour récolter les MES et le phosphore contenus dans les effluents aquacoles, alors que la digestion anaérobie permettrait la gestion efficace des boues piscicoles. Ces technologies devront toutefois faire l'objet d'études en laboratoire afin de valider leur efficacité à traiter les effluents générés par les stations piscicoles québécoises.

8 Bibliographie

- ADEME – Agence de l'environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (2006) Les différentes boues d'épuration et leur traitement. En ligne. <http://www.ademe.fr/partenaires/Boues/Pages/fl5.htm>. Consulté le 13 mai 2006.
- Air et Eau Système (2006) Décanteur lamellaire. En ligne. <http://www.air-eau.com/pub/cc/fiche.pl?lang=fr&ident=MP20>. Consulté le 21 mai 2006.
- Al-Mutairi, N.Z. (2005) Coagulant toxicity and effectiveness in a slaughterhouse wastewater treatment plant. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. In Press, Corrected Proof
- Alpha UT (2005) bassin de décantation, En ligne. <http://www.alphaut.ch/>. Consulté le 12 juin 2006
- BAPE – Bureau d'Audience Publique en Environnement (1997) *Déchets d'hier, ressources de demain*. Rapport de la Commission d'enquête sur la gestion des matières résiduelles au Québec (générique). 504 p.. En ligne. <http://www.bape.gouv.qc.ca/sections/rapports/publications/bape115.pdf>. Consulté le 10 avril 2006.
- Balsam, J. (2002) Anaerobic Digestion of Animal Wastes: Factors to Consider. En ligne. http://www.attra.ncat.org/attra-pub/anaerobic.html#sys_cost. Consulté le 22 juin 2006.
- Bourmecied A. (2003) Traitement des effluents piscicoles par marais artificiels et lits de scories; démonstration sur site à la pisciculture des Alléghny de Saint-Damien-de-buckland. Fiche technique. École Polytechnique de Montréal. 3 p.
- Bullock, G., V. Blazer, S. Tsukuda and S. Summerfelt (2000) Toxicity of acidified chitosan for cultured rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture* 185 (3-4): 273-280
- Casey, T.J.(1997) Unit Treatment Processes. *Water and Wastewater Engineering*. John Wiley & Sons. Chichester, England.
- Castillo, E.F., Cristancho, E.D., Arellano, V. (2005) Study of the operational conditions for anaerobic digestion of urban solid wastes. *Waste Management*. In press, 11 p
- Chavasit, V. et Torres, J.A. (1990) Chitosan-polyacrylic acid: mechanism of complex formation and potential industrial applications. *Biotechnol. Prog.*, 6: 2-6
- Clark Group (2006) Clark – Energy, Anaerobic digestion. En ligne. http://www.clarke-energy.co.uk/clarke_energy/anaerobic_digestor.htm. Consulté le 7 mai 2006.
- Comeau Y., Brisson J., Réville J.-P. (1999) Utilisation de marais artificiels avec substrat calcaire pour l'épuration d'eaux de rejets de pisciculture, Document préparé pour la Société de recherche et de développement en aquaculture continentale (SORDAC), 45 p. + annexes
- CQVB - Centre Québécois de valorisation des biotechnologies (2004) *Aquaculture et Développement Durable*, *Bio.Technol.* 3 (3), 16 p
- Degrémont (2005) Memento technique de l'eau. Degrémont. France, 785 p.
- Desjardins, R (1997) *Le traitement des eaux*. Édition de l'École Polytechnique de Montréal. Montréal. 304 p.
- Enjeux – Énergie (2005) Alberta : une usine pilote transforme le fumier en énergie. Publication du centre Hélios, 4 (11): 1-2, En ligne. www.centrehelios.org. Consulté le 5 janvier 2006.
- EPA – Environmental Protection Agency (2000a) *Wastewater Technologie Fact Sheet, Chemical Precipitation*, EPA 832-F-00-018, September 2000, 8 p.
- EPA – Environmental Protection Agency (2000b) *Biosolids Technologie Fact Sheet : Belt Filter Press*, EPA 832-F-00-057, 7 p.
- Fournier (2006) Rotary press,. En ligne. http://www.rotary-press.com/equipement-deshydratation/principe_description-and-principe.cfm. Consulté le 2 février 2006.
- Gangbazo, G. et Le Page, A. (2005) Détermination d'objectifs relatifs à la réduction des charges d'azote, de phosphore et de matières en suspension dans les bassins versants prioritaires. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). 40 p
- Hao, O., M. Kim et I. Al-Ghusain (1991) Alternating aerobic and anoxic digestion of waste activated sludge, *J. Chem. Technol. Biotech.* 52: 457-472
- Huang, C., S. Chen et J. Ruhsing Pan (2000) Optimal condition for modification of chitosan: a biopolymer for coagulation of colloidal particles, *Wat. Res.* 34 (3): 1057-1062
- Jahn, S.A.A. (1981) traditional water purification in developing countries : Existing methods and potential application, *Deutsche Gesellschaft für technische Zusammenarbeit (GTZ)*, Manual 117, Eschborn

- Jahn, S.A.A. (1988) Using *Moringa* seeds as coagulants in developing countries. *Journ. Am. Wat. Wks. Ass.* 90: 43-50
- Jourdin, Philippe (2001) Les crustacés contre les eaux usées. *La Science au Québec*. 2 p.
- Keong Jun, H., Sook Kim, J., Kyoong No, H. et Meyers, S.P. (1994) Chitosan as a Coagulant for recovery of proteinaceous Solids from tofu Wastewater. *J. Agric. Food Chem.* 42: 1834-1838
- Knorr, D. (1983) Dye binding properties of chitin and chitosan. *J. Food Sci.* 48: 37 p
- Krajewska, B. (2005) Membrane-based processes performed with use of chitin/chitosan materials. *Separation and Purification Technology.* 41 (3): 305-312
- Lanari, D., Franci, C. 1998. Biogas production from solid wastes removed from fish farm effluents. *Aquatic Living Resources.* 11 (4): 289-295
- La Semaine Verte (2002) Pisciculture et environnement. En ligne. <http://www.radio-canada.ca/actualite/semaineverte/020106/pisciculture.html>. Consulté le 25 mai 2006.
- Lee, E.G.-H., J.C. Mueller and C.C. Walden (1976) Ultimate disposal of biological sludges—a novel concept. *Pulp Pap. Can.* 77 (6):50–56
- Lee, V.F. (1997) Solution and shear properties of chitin and chitosan, Ph.D. Dissertation. University of Washington.
- Liber, K., L. Weber and C. Lévesque (2005) Sublethal toxicity of two wastewater treatment polymers to lake trout fry (*Salvelinus namaycush*). *Chemosphere.* 61 (8): 1123-1133
- MAPAQ – Ministère de l’Agriculture de la Pêche et de l’Alimentation du Québec (2003) STRADDAQ - Stratégie de développement durable de l’aquaculture en eau douce au Québec. Document. 23 p
- Mahmood, T et A. Elliott (2006) A review of secondary sludge reduction technologies for the pulp and paper industry. *Wat. Res.* 40 (11): 2093-2112
- Marinard Biotech (2001) Utilisation du chitosane pour une réduction du phosphate à l’effluent d’entreprises aquacoles, 6 p.
- Metcalf and Eddy Inc. (1991) *Wastewater Engineering—Treatment Disposal and Reuse*. McGraw-Hill Inc. New York, NY.
- MPS – Meat Processing Systems (2005) Aqua industrial wastewater treatments, Coagulation. En ligne. http://www.mpsgroup.nl/fr/aqua/Epuration_des_eaux/Epuration_primaire/coagulation. Consulté le 11 juin 2006.
- Modell, M., J. Larson and F. Sobczynski (1992) Supercritical water oxidation of pulp mill sludges, *TAPPI J.* 76 (6): 195–202
- Monette, F., F. G. Brière, M. Létourneau, M. Duchesne et R. Hausler (2000) Traitement des eaux usées par coagulation–floculation avec recirculation des boues chimiques : Performance générale et stabilité du procédé. *Can. J. Civ. Eng.* 27: 702–718
- Morin, R (2003) L’élevage de la truite en eau recyclée (REFB) est-il une avenue pour le développement de la production piscicole au Québec? *L’Aquicole. MAPAQ.* 8 (4). 4 p.
- Murakami, T (1998) Recent advances in sludge treatment techniques. *Water Qual. Int.* 9/10: 23–24
- Murthy, S.N., Holbrook, R.D., Novak, J.T., Surovik, F. (2000) Biosolids processing from advanced digestion systems: experiences with the ATAD process. *Proceedings of the 14th Annual Residuals and Biosolids Management Conference*, Boston
- Ndabigengesere, A. et K.S. Narasiah (1998) Quality of water treated by coagulation using *Moringa oleifera* seeds, *Wat. Res.* 32 (3): 781-791
- Ouellet, G. (1999) Les rejets des stations piscicoles et leurs impacts environnementaux. *MAPAQ.* 42 p
- Ouellet-Plamondon C. (2003) le marais artificiel comme procédé de traitement de la charge organique et azotée du surnageant des boues d’un effluent piscicole. Fiche technique. Institut de recherche en biologie végétale. Université de Montréal. 3 p
- Ravi Kumar, M.N.V. (2000) A review of chitin and chitosan applications, *React. Funct. Pol.* 46 (1): 1-27
- Randall, S., D. Harper and B. Brierley (1999) Ecological and ecophysiological impacts of ferric dosing in reservoirs. *Hydrobiologia.* 395/396: 355–364
- Reid, I (1998) Solid residues generation and management at Canadian pulp and paper mills in 1999 and 1995. *Pulp Pap. Can.* 99 (4): 49–53
- Rintala, J.A. et J.A. Puhakka (1994) Anaerobic treatment in pulp-and paper-mill waste management: a review. *Bioresour. Tech.* 47: 1–18
- Rosana B. Sotero-Santos, Odete Rocha and Jurandyr Povinelli (2005) Evaluation of water treatment sludges toxicity using the *Daphnia* bioassay. *Wat. Res.* 39 (16): 3909-3917

- Rouleau, G. and M. Sasseville (1996) Waste reduction: a sound business decision. *Pulp Pap. Can.* 97 (12): 114–116
- Ruhsing Pan, J., C. Huang, S. Chen et Y.C. Chung (1999) Evaluation of a modified chitosan biopolymer for coagulation of colloidal particles. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Asp.* 147 (3): 359–364
- Sanghi, R., B. Bhattacharya et V. Singh (2006) Use of Cassia javahikai seed gum and gum-g-polyacrylamide as coagulant aid for the decolorization of textile dye solutions. *Biores. Tech.* 97 (10): 1259–1264
- Sanghi, R., B. Bhattacharya, A. Dixit et V. Singh (2006) Ipomoea dasysperma seed gum: An effective natural coagulant for the decolorization of textile dye solutions. *J. Env. Man.* In Press.
- Santé Canada (2005) Canadian Handbook on Health Impact Assessment - Volume 4: Health Impacts By Industry Sector. En ligne. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/eval/handbook-guide/vol_4/index_e.html. Consulté le 13 juin 2006.
- Semerjian, L. (2000) Heavy Metal Removal from Alkalized Wastewaters using Seawater Liquid Bittern. MS thesis. Department of Civil and Environmental Engineering, American University of Beirut, Lebanon.
- Semerjian, L. et G.M. Ayoub (2003) High-pH–magnesium coagulation–flocculation in wastewater treatment. *Adv. Env. Res.* 7: 389–403
- Shanableh, A. (2000) Production of useful organic matter from sludge hydrothermal treatment. *Water Res.* 34: 945–951
- Shultz, C.R., Okun, D.A. (1984) *Surface Water Treatment for Communities in Developing Countries.* Intermediate Tech Publications, Great Britain.
- Spinosa, L., E.S. Kempa, N. Okuno and P.A. Vesilind (1994) Global sludge management: a status report and perspective. *Wat. Sci. Tech.* 30 (8): 73–80
- Ten Cate (2006) Geotube brand for environmental Engineering. En ligne http://www.geotubes.com/enviro/envir_index.html. Consulté le 13 mars 2006.
- Thomas, E.A. (1972) Phosphate removal by recirculating iron sludge. *Journal of the Water Pollution and Control Federation.* 44 (2): 176–182
- Wang, D. et H. Tang (2001) Modified Inorganic Polymer Flocculant-PFSi: Its Preparation, Characterization and Coagulation Behavior. *Wat. Res.* 35 (14): 3418–3428
- Wang, D., W. Sun, Y. Xu, H. Tang and J. Gregory (2004) Speciation stability of inorganic polymer flocculant–PACl. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Asp.* 243 (1-3): 1–10
- Wibowo, S., G. Velazquez, V. Savant et J.A. Torres (2005) Surimi wash water treatment for protein recovery: effect of chitosan–alginate complex concentration and treatment time on protein adsorption. *Biores. Tech.* 96 (6): 665–671
- Zimmerman, F.J. et D.G. Diddams (1960) The Zimmerman process and its applications in the pulp and paper industry, *TAPPI J.* 43 (8): 710–715.

Annexe

Tableau synthèse 1: Avantages et inconvénients des différents agents floculants et coagulants utilisés dans le domaine du traitement des eaux usées

| Types d'agents utilisés | avantages | inconvénients |
|--|---|--|
| Coagulants chimiques | | |
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Sels métalliques | <p>Utilisation très répandue, beaucoup d'équipement et d'agents chimiques disponibles.</p> <p>Certains de ces agents chimiques sont peu dispendieux, notamment le CaO.</p> <p>Les systèmes sont automatisés et demandent peu de surveillance et d'entretien.</p> <p>Main d'œuvre hautement qualifié n'est souvent pas nécessaire.</p> <p>La présence de composés toxiques n'est pas gênante</p> <p>Le système est stable lorsque soumis à des températures variables.</p> <p>Contrairement aux systèmes biologiques un système de coagulation-floculation chimique peut accommoder une grande variété de charges et de débits.</p> <p>Contrairement au système biologique, un système chimique de traitement primaire requiert moins d'espace et des coûts d'installation moins importants.</p> <p>Une réduction quasi complète du phosphore est obtenue, de même qu'une importante réduction en azote.</p> <p>Une réduction significative est obtenue en terme de micropolluants, de métaux lourds, de bactéries et de virus.</p> <p>Les systèmes chimiques de coagulation-floculation peuvent être conçus afin d'obtenir un produit à valeur ajoutée.</p> | <p>Il est particulièrement difficile d'établir les bons dosages. Beaucoup d'essais à l'échelle laboratoire sont donc nécessaires pour trouver un traitement optimal.</p> <p>Une surdose de coagulant chimique peut diminuer l'efficacité du système.</p> <p>Les coagulant utilisés sont souvent corrosifs, des normes de sécurité doivent être respectées afin que les travailleurs manipulent ces substances avec précaution.</p> <p>L'addition de coagulant, principalement le CaO, peut augmenter le volume des boues jusqu'à 50 %.</p> <p>De grandes quantités de substances chimiques doivent être acheminées à l'usine de traitement</p> <p>La présence d'aluminium résiduel peut entraîner des problèmes important pour la santé comme l'Alzheimer et autres pathologies de ce genre.</p> <p>Toxicité pour les écosystèmes (aluminium et fer)</p> <p>Gènèrent plusieurs inquiétudes au niveau du grand public</p> <p>L'utilisation de l'alun, à cause de son interaction avec les substances alcalines provoque une réduction importante du pH</p> <p>En eau froide, le processus est peu efficace</p> <p>Pour les pays en voie de développement, les coagulants chimiques peuvent est trop coûteux pour envisager un tel traitement.</p> |

- | | | |
|---|--|--|
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Oxyde calcium + eau de mer à pH élevé | <p>L'eau de mer est une ressource facilement accessible surtout au niveau de certaines piscicultures au Québec.</p> <p>l'effluent liquide obtenu après le traitement peut être retourné dans le milieu aquatique marin sans danger réel pour la faune ou la flore. Il ne contient pas de fer ou d'aluminium</p> <p>Permet des traiter plusieurs types d'effluents</p> <p>Facile à opérer.</p> <p>Efficacité très élevée pour enlever les MeS, le phosphore total et les métaux</p> <p>Économies importantes réalisées au niveau de l'achat de coagulants chimiques et au niveau des agents chimiques nécessaires à la désinfection (le pH élevé permet une bonne désinfection)</p> | <p>En matière d'entretien et d'opération, ce procédé est très coûteux, principalement à cause de la gestion des boues résiduelle.</p> |
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Sels métalliques polymérisés | <p>Efficacité supérieure aux sels inorganiques traditionnels (alun ou sel ferrique)</p> <p>Prix inférieur aux coagulants traditionnels comme l'alun</p> <p>Efficacité moins affectée par les changements saisonniers des paramètres de qualité de l'eau</p> | <p>Les polymères à base d'aluminium comme le PACI sont potentiellement toxiques pour l'homme</p> <p>Toxiques pour les milieux naturels</p> |

Floculants chimiques

- | | | |
|--|---|---|
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Polymères synthétiques | <p>Pas besoin d'un dosage très précis</p> <p>Réduit le volume de boues produites</p> <p>Facile à entreposer et à brasser</p> <p>Le poids moléculaire et la charge peuvent tous deux être optimisé selon le type d'effluent à traiter</p> <p>Pas besoin d'ajuster le pH</p> <p>Augmente la résistance des floes aux forces de cisaillement</p> | <p>Les polymères peuvent être toxiques pour la faune. Très peu d'études documentent cette toxicité. Liber et al. (2005) ont montré que certains polymères anioniques et cationiques de type MagnaFloc[®] sont toxiques à des doses sous- létale chez le touladi.</p> <p>Al-Mutairi (2005) montre que l'écotoxicité du traitement alum / polymère repose essentiellement sur le polymère utilisé comme agent floculant.</p> <p>L'utilisation de polymères est coûteuse généralement et donc pratiquement inutilisable pour les pays en voie de développement.</p> |
|--|---|---|

| | | |
|--|---|---|
| Coagulants naturels | | |
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Chitosane | <p>Biodégradable et pratiquement non-toxique pour l'humain et les écosystèmes</p> <p>Réduction importante des MeS et de la DCO. Cette réduction peut varier selon le type d'effluent à traiter.</p> <p>Il permet de réduire de manière importante les quantités de sels d'aluminium (réduction de 2/3) lorsqu'il est utilisé en combinaison dans le traitement des eaux usées municipales.</p> <p>En aquaculture, il permet une réduction substantielle du phosphore lorsqu'il est utilisé avec le chlorure ferrique. Des réductions avoisinant les 80 % de réduction du phosphore dissout lorsque le chitosane est utilisé à raison de 1 ppm avec diverses concentrations de chlorure ferrique.</p> | <p>Comparé à des sels métalliques, l'utilisation du chitosane est plus coûteuse</p> <p>D'après l'étude de Bullock et al. (2000), le chitosane serait hautement toxique pour la truite arc-en-ciel. La mort survient après 24 h, 6 et 14 jours d'exposition pour des concentrations respectivement de 0.75 ppm, 0.075 ppm et 0.019 ppm de chitosane acidifié.</p> |
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Extrait de graines de <i>Moringa olfeifera</i> | <p>Outre son utilisation comme coagulant, <i>Moringa olfeifera</i> peut-être utilisée comme plante médicinale et comme aliment (huile, légume). N'affecte pas significativement le pH, la conductivité, l'alcalinité, la concentration des ions, sauf pour les nitrates et les orthophosphates qui voient leur concentrations augmenter.</p> <p>Comparée à l'alun, l'extrait de graine n'affecte pas le pH, il est donc moins corrosif</p> <p>Le volume de boues produites est moins grand qu'avec l'alun et ces boues ne sont pas hasardeuses et peuvent donc être valorisées.</p> <p>Le coût d'utilisation est beaucoup plus bas que les traitements avec des sels chimiques. C'est donc une alternative envisageable tant pour les pays en voie de développement que pour les pays développés.</p> | <p>l'extrait aqueux provenant des graines augmente considérablement la quantité de matière organique dans l'eau usée, causant des problèmes d'odeurs, de couleurs et de goût lorsque l'eau est stockée plus de 24 h. Il est donc recommandé d'utiliser un extrait contenant la protéine active uniquement pour traiter une eau qui sera consommée.</p> <p>Le développement de la technologie doit se faire à grande échelle pour que le coût de l'extraction de la protéine active soit abordable</p> |
| Floculants naturels | Rarement toxiques pour l'humain et les écosystèmes | Ils sont encore au stade de développement |
| Recirculation des boues | Économie potentielle de 50 à 66 % du chlorure ferrique qui serait utilisé dans un traitement traditionnel | Mêmes désavantages qu'avec l'utilisation de sels métalliques, soit des impacts au niveau de la santé humaine et des milieux naturels. |

Tableau synthèse 2: Les procédés et les technologies de traitement des boues : avantages et inconvénients

| Procédés / technologies | Avantages | Inconvénients |
|---|--|--|
| Déshydratation | | |
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Filtre-presse | <p>Pas besoin beaucoup de main d'œuvre pour opérer la machinerie</p> <p>Entretien est simple et facile.</p> <p>Le remplacement de la ceinture constitue la principale dépense</p> <p>L'appareil peut être mis en marche et arrêté rapidement contrairement à une centrifugeuse qui peut mettre une heure avant de s'arrêter.</p> <p>Comparativement à une centrifugeuse, il y a moins de bruit lors de l'opération</p> | <p>Les odeurs peuvent être un problème. Un bon système de ventilation ou l'utilisation de composés chimiques devrait cependant réduire les nuisances olfactives.</p> <p>Si la concentration en solide ou en matière organique des boues varie beaucoup, un plus grand nombre d'opérateurs est nécessaire.</p> <p>L'efficacité du procédé est réduite pour des boues contenant beaucoup de graisses et d'huiles.</p> <p>Le lavage du filtre-presse demande de grande quantité d'eau</p> |
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Membranes géotextiles | <p>Contrôle des odeurs</p> <p>Faible coût d'investissement</p> <p>Obtention d'une boue solide à valeur ajoutée</p> <p>Réduit le coût de l'élimination des boues grâce à la déshydratation et la consolidation</p> <p>Peu d'impacts négatifs sur l'environnement</p> | <p>Nécessite relativement beaucoup d'espace</p> |
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Pressoir rotatif | <p>Opération en continue</p> <p>Procédé totalement fermé</p> <p>Faible consommation énergétique</p> <p>Réduction importante du bruit par rapport aux autres techniques mécaniques de déshydratation</p> <p>Opération simple du procédé et entretien facile</p> <p>Peu d'espace requis</p> | |

| | | |
|---|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ centrifugeuse | <p>Opération en continu</p> <p>Procédé totalement fermé donc pas d'odeurs</p> <p>Opération et entretien facile</p> <p>Peu d'espace requis</p> | <p>La centrifugeuse ne peut pas être arrêté rapidement. Une heure peut-être nécessaire avant l'arrêt complet de l'appareil</p> <p>Cet appareil peut généré un bruit important</p> |
| Séchage | | |
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Lit de séchage | <p>Peu coûteux et peu énergétivore</p> <p>Faibles impacts sur l'environnement</p> | <p>Déshydratation partielle des boues</p> <p>Besoin d'une superficie relativement grande</p> <p>Seulement pour le traitement extensif des boues</p> <p>Le rendement dépend des conditions météorologiques</p> |
| Digestion biologique | | |
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Digestion anaérobie | <p>Nécessite peu d'énergie pour fonctionner</p> <p>Produit du biogaz pouvant être utilisé comme moyen chauffage ou de production d'électricité (cogénétratrice)</p> <p>Réduit la production de gaz à effet de serre par la combustion du méthane produit</p> <p>Requiert peu d'espace</p> <p>Les coûts d'opération sont relativement bas (peu d'entretien, peu de main-d'œuvre requise)</p> <p>Moins coûteux que le compostage si les quantités de boues produites sont supérieures à 50 000 t/a.</p> <p>pas d'odeur dégagée</p> <p>le résidu solide peu être utilisé comme fertilisant</p> <p>pas besoin de déshydrater la boue</p> | <p>L'activité biologique n'est pas complètement bloquée</p> |

| | | |
|------------------------------------|---|---|
| ▪ Digestion aérobie | Permet une certaine désinfection des boues Pas besoin de déshydrater Pas énergétivore | En conditions thermophiliques, des problèmes d'odeurs et de moussage peuvent survenir. Les boues résiduelles sont difficiles à déshydrater en condition thermophiliques L'activité biologique n'est pas complètement bloquée |
| ▪ Marais filtrant | Rétention physique des MeS combiné à un traitement biologique de la matière organique | Dégradation biologique fortement ralentie en hivers Occupe beaucoup d'espace Nécessite un effluent suffisamment concentré en matière organique |
| Procédés thermiques | | |
| ▪ Incinération | Oxydation totale de la matière organique et évaporation complète de l'eau Pas nuisances olfactives et blocage de l'activité biologique | Pollution atmosphérique gazeuse et particulaire importante Grande demande énergétique Problèmes opératoires fréquents Besoin de déshydrater les boues Besoin d'enfouir les cendres Investissement de capital important |
| ▪ Carbonisation | Réduction de 90 % en volume et 75 % en masse Moins dispendieux qu'un incinérateur (capital à investir et opération) Pas nuisances olfactives et blocage de l'activité biologique | Moins énergétivore que l'incinération, mais la demande énergétique est quand même très élevée Pollution atmosphérique importante (moins qu'un incinérateur) Besoin de déshydrater les boues |
| Oxydation chimique | | |
| ▪ Oxydation avec eau supercritique | Ne requiert pas un haut niveau de déshydratation des boues contrairement aux procédés thermiques d'oxydation (10 % de matière solide est suffisant) Moins coûteux que lorsque l'on combine les traitement de déshydratation des boues et d'incinération Les coûts de ce procédé peuvent être comparés à ceux de l'enfouissement (si les coûts d'enfouissement excèdent 50 \$ / t) | La technologie demeure peu développée et peu appliquée |

| | | |
|---|--|--|
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Oxydation avec eau supercritique | <p>Oxydation quasi complète (> 95 %) des la matière organique</p> <p>Pas nuisances olfactives et blocage de l'activité biologique</p> | |
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Oxydation à l'air humide (eau subcritique) | <p>Bloque l'activité biologique</p> <p>Aucune pollution atmosphérique</p> <p>Peu de production de cendre vs l'incinération</p> <p>Pas de déshydratation du biosolide requise</p> | <p>Le procédé produit une liqueur fortement concentrée en matière organique qui doit être traité</p> <p>Le traitement de la liqueur demande une capacité d'aération accrue. La demande biochimique en oxygène (DBO) de cette liqueur peut-être aussi élevée que 40-50 % de la DBO du biosolide original.</p> |
| <ul style="list-style-type: none"> ▪ Digestion alcaline (chaulage) | <p>Réduit les nuisances olfactives</p> <p>Une fois chaulées les boues peuvent servir à neutraliser des sols acides</p> <p>Unique mode de stabilisation pour les boues issue d'un traitement physico-chimique</p> <p>Bloque l'activité biologique</p> | <p>Besoin de grande quantité de chaux</p> <p>L'addition de chaux augmente de façon considérable les volumes de boues qui doivent être enfouis ou épandus</p> <p>Besoin de déshydrater la boue</p> |
| <p>Compostage</p> | <p>Peu d'impacts sur l'environnement</p> <p>Produit un engrais pour l'agriculture</p> <p>Procédé simple à réaliser</p> | <p>Nécessite beaucoup d'espace</p> |
