



SODIM

Société de développement de l'industrie maricole inc.

*Évaluation d'un procédé de coagulation-
floculation au chitosane pour l'enlèvement du
phosphore dans les effluents piscicoles*

Rapport final

Dossier n° 710.149

Rapport commandité par la SODIM

Février 2008

**Évaluation d'un procédé de coagulation-floculation au
chitosane pour l'enlèvement du phosphore dans les
effluents piscicoles**

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

Colin Lafleur, M.Sc.A
Julien Fortier, 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	1
2. Revue de la littérature	
2.1. La coagulation-floculation	2
2.1.1. Les coagulants et floculants	2
2.1.1.1. Les coagulants et les floculants chimiques	3
2.1.1.2. Les coagulants de type sels métalliques	3
2.1.1.3. Les coagulants de type sels métalliques polymérisés	7
2.1.1.4. Les floculants de type polymères (polyélectrolytes) synthétiques	7
2.1.1.5. Les coagulants d'origine naturelle	8
2.2. Le chitosane	11
2.2.1. Caractéristiques physico-chimiques du chitosane	11
2.2. 1. 1. Degré de N-acétylation et poids moléculaire	11
2.2. 1. 2. Propriétés en solution	12
2.2. 1. 3. Arrangement naturel en microfibrilles	13
2.2.2. Méthode d'obtention du chitosane	13
2.2.3. Domaines d'application	13
2.2.3.1. Traitement des eaux usées	13
2.2.3.2. Agriculture	15
2.2.3.3. Décontamination	15
2.3. Procédé de coagulation-floculation couplant sels chimiques et chitosane	16
3. Matériels et méthodes	18
3.1. Eau traitée	18
3.2. Coagulants et floculants utilisés	18
3.3. Jar test	19
3.4. Analyse	20
4. Résultats	20
4.1. Optimisation de la concentration de chitosane pour l'enlèvement du phosphore	21
4.2. Évaluation de l'efficacité d'enlèvement en phosphore selon les concentrations initiales de l'effluent	21
4.3. Comparaison de l'effet du procédé en eau douce et en eau salée	22
5. Évaluation du potentiel technico-économique	24
5.1. Hypothèses de départ	24
5.2. Coûts considérés	28
5.2.1. Bassins	28
5.2.2. Produits de réaction	30
5.2.3. Agitateurs, pompes et doseurs	31
5.2.4. Autres coûts	31
5.3. Avenues de financement	32
5.4. Financement global	33
6. Conclusion	34

Références bibliographiques	35
Annexe	
Financement global annuel par scénario	42

Liste des tableaux

Tableau 1 - Coûts de certains produits chimiques de coagulation-floculation	6
Tableau 2 - Estimation du coût de divers flocculants pour traiter les rejets aquacoles	8
Tableau 3 - Concentrations de phosphore à l'affluent et l'effluent	18
Tableau 4 - Conditions opératoires des <i>Jar tests</i>	19
Tableau 5 - Paramètres mesurés et méthodologies employées	20
Tableau 6 – Comparaison de l'efficacité en eau douce et en eau salée	23
Tableau 7 - Débits théoriques par scénario	26
Tableau 8 - Surface et volume par scénario	27
Tableau 9 - Volumes des différents bassins	28
Tableau 10 - Coûts des bassins selon les scénarios	29
Tableau 11 - Coûts des bassins selon les scénarios (excluant la sédimentation)	29
Tableau 12 - Prix des produits chimiques (chitosane, FeCl ₃)	30
Tableau 13 - Quantité et coûts annuels des réactifs	30
Tableau 14 - Coût total annuel du procédé	33
Tableau 15 - Augmentation du coût de production	33

Listes des figures

Figure 1 - Schématisation du procédé de coagulation-floculation	3
Figure 2 - Structure chimique de la cellulose, de la chitine et du chitosane	11
Figure 3 - Obtention du chitosane à partir de la chitine	13
Figure 4 - Banc d'essai HS-4 pour <i>Jar test</i>	19
Figure 5 - Bêcher témoin et bêcher après traitement	20
Figure 6 - Optimum de chitosane	21
Figure 7 - Variation du phosphore initial	22
Figure 8 - Intégration potentielle d'un module de coagulation-floculation dans une pisciculture à système fermé et à système ouvert (Adapté des illustrations de Blais 2005)	24
Figure 9 - Répartition des entreprises, de leurs débits et productions	25
Figure 10 - Trajectoire d'une particule	26
Figure 11 - Bassins (coagulation, floculation, sédimentation)	28

I. INTRODUCTION

La recherche de solutions aux enjeux soulevés par l'enlèvement du phosphore des effluents piscicoles est une préoccupation constante pour les différents intervenants du domaine. En effet, avant de répondre aux demandes des marchés de l'ensemencement, de la consommation et des étangs de pêche, les établissements piscicoles doivent d'abord s'assujettir aux exigences environnementales. Depuis 1999, plusieurs fermetures ont eu lieu en lien aux exigences environnementales, notamment face aux rejets en phosphore dans les cours d'eau (Morin, 2006). En ce sens, la Table filière de l'aquaculture en eau douce a mis sur pied la Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce du Québec (STRADDAQ) visant à réduire de 40 %, sur une période de dix ans, les rejets de phosphore des entreprises piscicoles (MAPAQ, 2007a). Tirant partie de cette dynamique, un procédé de coagulation-floculation utilisant le chitosane et le chlorure ferrique s'inscrit parmi les technologies favorables à l'adaptation du secteur de la production piscicole.

Pour évaluer le potentiel réel d'un tel procédé, il est important de bien documenter le sujet dès le départ. En plus de présenter différentes méthodes de gestion intégrée des boues générées lors du traitement des eaux usées et d'effluents piscicoles, le rapport de Fortiet et al. (2008) a permis de justifier l'utilisation en pisciculture d'un procédé de coagulation-floculation couplant le chitosane et le chlorure ferrique. Parmi les différents agents de coagulation-floculation recensés (sels métalliques, sels métalliques polymérisés, polymères synthétiques et produits d'origines naturelles), le chitosane et le chlorure ferrique se distinguent de par leur disponibilité et leur applicabilité. En somme, il démontre qu'un système de traitement utilisant le chlorure ferrique comme coagulant et le chitosane comme flocculant serait efficace pour récolter le phosphore et les MES contenus dans les effluents aquacoles. Toutefois, suite à l'étude de la documentation le procédé doit faire l'objet d'études en laboratoire afin de valider son efficacité à traiter les effluents générés par les stations piscicoles.

Ce rapport préliminaire décrit une revue de littérature scientifique portant sur la coagulation-floculation, les différents coagulants et flocculants et le potentiel du chitosane lorsqu'employé avec le chlorure ferrique. Par la suite, on y décrit les essais et les résultats obtenus au laboratoire quant à l'efficacité du chitosane couplé au chlorure ferrique pour l'enlèvement du phosphore des effluents piscicoles. Enfin, une évaluation technico-économique du procédé y est présentée.

2. REVUE DE LA LITTÉRATURE

2.1. La coagulation-floculation

Le procédé de coagulation-floculation (figure 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 présentées 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 particules fines et permet de former un précipité gélatineux dans l'eau usée pouvant en 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, la matière 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 floculant dépendra essentiellement de deux facteurs : l'efficacité et le coût par rapport aux autres alternatives (Casey, 1997).

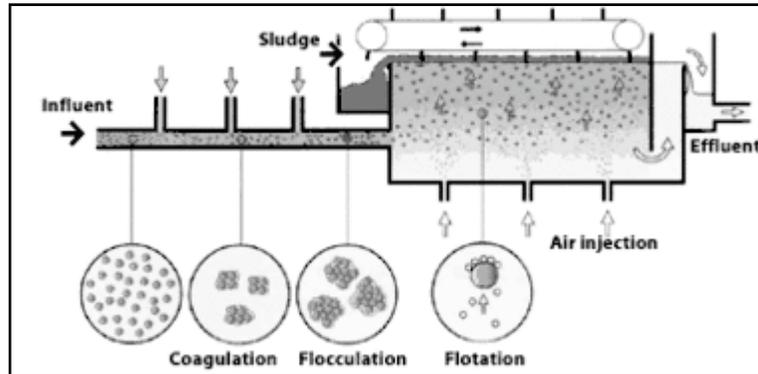


Figure 1 - Schématisation du procédé de coagulation-floculation
(MPS, 2005)

2.1.1. Les coagulants et floculants

2.1.1.1. Les coagulants et les floculants 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 floculants 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.

2.1.1.2. 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 coagulants 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 - $Fe(SO_4)$

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 - $Al_2(SO_4)_3 \times 14H_2O$

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 - $FeCl_3$

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 combinés. 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 terme 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 1.

Tableau 1 - Coûts des produits chimiques pour certaines alternatives de coagulation-floculation (Semerjian, 2000). (Lime : oxyde de calcium et LB : liqueur à base d'eau de mer)

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

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).

2.1.1.3. 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).

2.1.1.4. 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 2. Voici donc un bref aperçu des aspects positifs et négatifs de leur utilisation. (Ebeling *et al.*, 2005)

Tableau 2 - Estimation du coût de divers flocculants pour traiter les rejets aquacoles produits par une tonne de nourriture. *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)

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

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 floccs 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 flocculant;
- L'utilisation de polymères synthétiques est coûteuse et donc pratiquement inenvisageable pour les pays en voie de développement.

2.1.1.5. 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-floculation (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).

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 olfeira*, une plante tropicale 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.

Avantages:

- Outre son utilisation comme coagulant, *Moringa olfeira* 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 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.

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.

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).

Les polymères d'origine biologique

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, gommes, tanins, xanthanes), mais ils sont très peu utilisés dans le traitement des eaux (Degrémont, 2005).

2.2. Le chitosane

Le chitosane est un polysaccharide provenant de la désacétylation de la chitine, un composé grandement similaire à la cellulose (figure 2). 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).

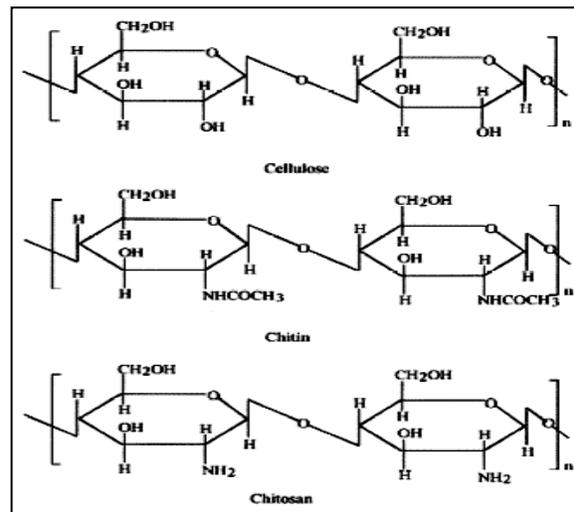


Figure 2 - Structure chimique de la cellulose, de la chitine et du chitosane (Ravi Kumar, 2000)

2.2.1. 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.

2.2.1.1. Degré de N-acétylation et poids moléculaire

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 viscosimétrie est une technique rapide pour la détermination du poids moléculaire du chitosane ou de la chitine (Ravi Kumar, 2000). Les constantes α et K dans l'équation de Mark-

Houwink ont été déterminées dans une solution contenant 0.1 M d'acide acétique et 0.2 M de chlorure de sodium (Ravi Kumar, 2000). La viscosité intrinsèque peut être exprimée de la manière suivante :

$$[\eta] = KM^\alpha = 1.81 \times 10^{-3} M^{0.93}$$

Équation 1 - Viscosité intrinsèque

η : viscosité

K : constante de l'équation de Mark-Houwink (déterminée dans 0.1 M d'acide acétique et 0.2 M de chlorure de sodium)

M : poids moléculaire

α : constante de l'équation de Mark-Houwink (déterminée dans 0.1 M d'acide acétique et 0.2 M de chlorure de sodium)

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).

2.2.1.2. Propriétés en solution

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). Pour tous les systèmes de solvants, il est nécessaire de connaître les effets de la concentration du polymère, du pH, de la température et de la concentration en contre ions sur la viscosité de la solution. Cependant, les comparaisons entre les différents systèmes de solvant ne sont pas disponibles dans la littérature. (Ravi Kumar, 2000)

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).

2.2.1.3. Arrangement naturel en microfibrilles

Dans les organismes vivants 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).

2.2.2. 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 désacétylé (figure 3) (Ravi Kumar, 2000). Selon Huang et al. (2000), les conditions optimales pour préparer le chitosane seraient une déacétylation réalisée lors d'un traitement alcalin à 45 % pendant 60 min. et une dissolution dans un solvant d'hydrochloride 0.1 %.

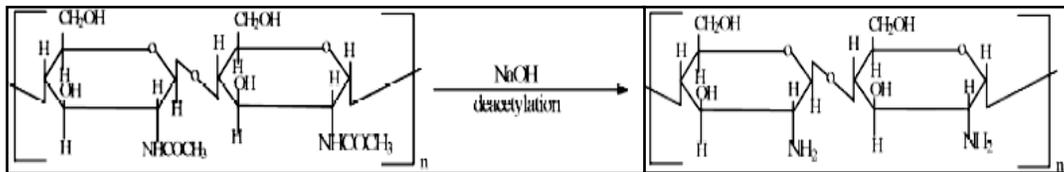


Figure 3 - Obtention du chitosane à partir de la chitine (Ravi Kumar, 2000)

2.2.3. Domaines d'application

2.2.3.1. Traitement des eaux usées

Plusieurs études démontrent que le chitosane est un agent coagulant et flocculant efficace dans le traitement des eaux usées industrielles (production de volailles, d'œufs, 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.

Mis à part sa grande disponibilité, le grand intérêt à utiliser ce composé d'origine biologique comme agent flocculant provient du fait qu'il est biodégradable et pratiquement non-toxique (Knorr, 1983). Actuellement, dans la majorité des cas, les particules colloïdales, comme les protéines ou les huiles, sont retirées à l'aide d'un procédé chimique de coagulation-précipitation à l'aide de sulfate d'aluminium ou de chlorure de polyaluminium, deux agents coagulants efficaces et peu dispendieux (Ruhsing Pan *et al.*, 1999). Cependant, l'utilisation de ces sels d'aluminium peut causer une augmentation de la teneur en aluminium dans l'eau potable et ainsi avoir un impact considérable, à long terme, sur la santé humaine. McLachlan (1995) a démontré la relation entre les concentrations d'aluminium présentes dans l'eau et le risque de contraction de la maladie d'Alzheimer. L'aluminium peut aussi avoir des

répercussions négatives sur les milieux naturels s'il s'y retrouve en trop grandes concentrations (Wang *et al.* 2004).

Le chitosane apparaît, dans ce contexte, comme une alternative durable pour l'enlèvement des MES à cause de sa non répercussion sur la santé humaine et celle des écosystèmes à long terme. Cette non toxicité a aussi permis d'étendre ces usages à l'industrie chimique, biomédicale, pharmaceutique et agroalimentaire (Wibowo *et al.*, 2005).

Le procédé de coagulation-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. Les avantages et inconvénients de l'utilisation du chitosane peuvent être résumés comme suit :

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 floculant 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 hautement 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;
- Au même titre que les autres coagulants et floculants utilisés, l'efficacité dépend de plusieurs facteurs tels que sa concentration en solution, sa charge globale et la densité de charge (niveau de déacétylation), son poids moléculaire, les caractéristiques de l'effluent et les paramètres physiques (énergie de brassage, pH, température, etc.).

2.2.3.2. Agriculture

Outre son grand potentiel pour le traitement des eaux usées, le chitosane est un biopolymère d'intérêt dans le domaine agroalimentaire. En tant que biostimulateur, il favorise la germination et la croissance des plantes, en plus d'augmenter leur rendement. Une étude réalisée sur des plans de tomates de serre montre une augmentation de 12 % dans la production lorsque ceux-ci sont traités au chitosane (Marinard Biotech, 2005).

Il possède aussi des propriétés antifongiques qui le rendent fort attrayant pour lutter contre les phytopathogènes. L'application de chitosane induit, chez la plante des mécanismes de défense (synthèse de phytoalexines, chitinases, pectinases, etc.), ce qui fait de ce biopolymère un outil attrayant pour réaliser la lutte antiparasitaire (Marinard Biotech, 2005).

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.

2.2.3.3. Décontamination

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. 3. Procédé de coagulation-floculation couplant sels chimiques et chitosane

En souhaitant appliquer le coagulation-floculation au contexte de la pisciculture au Québec et en tenant compte des avantages et inconvénients des différents coagulants et floculants mentionnés auparavant (voir synthèse en annexe1), il semble que l'emploi du chitosane et du chlorure ferrique soit le plus approprié. Considérant notamment que le chlorure ferrique (FeCl_3) est un sel qui est largement utilisé dans le domaine du traitement des eaux et 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 aiguë, 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 aiguë 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, le chitosane serait 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 qui pourrait être toxique 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 daphnies (*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 composé 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 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 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 écosystèmes aquatiques. En effet, comme Bullock *et al.* (2000) le rapportent, 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 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 utilisé, 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).

Enfin, 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 naturel, biodégradable et moins nocif que le polyacrylamide.

3. MATÉRIELS ET MÉTHODES

3.1. Eau traitée

Pour minimiser les problèmes relatifs au transport, il a été choisi de simuler un effluent piscicole à partir de boues piscicoles. Pour cela, des boues piscicoles ont tout d'abord été filtrées à 1.2 µm, puis diluées avec de l'eau du robinet afin d'obtenir la concentration finale en phosphore total désirée. Selon Ouellet (1998), les effluents de stations piscicoles québécoises fonctionnant en circuit ouvert ont une concentration en phosphore total avant sédimentation de 0,23 mg/l en moyenne. Ouellet (1998) a caractérisé les effluents de quatre stations piscicoles québécoises fonctionnant en circuit ouvert. Dans le cadre de cette étude, il a notamment évalué, selon la saison, la concentration en phosphore total et dissous avant et après passage dans le bassin de sédimentation. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau 3.

Tableau 3 - Concentrations moyennes, minimales et maximales de phosphore, à l'affluent et à l'effluent de l'étang de sédimentation (adapté de Ouellet, 1998)

PARAMÈTRE	CONCENTRATION (mg/l)			
	Affluent		Effluent	
	Été	Hiver	Été	Hiver
P total	0.30 (0.23-0.39)	0.16 (0.10-0.23)	0.24 (0.17-0.28)	0.14 (0.07-0.21)

Les boues piscicoles utilisées ont été récoltées à la pisciculture AquaCulture Nordik Inc (Port-Daniel, Québec). Une fois au laboratoire, celles-ci ont été entreposées à 4°C jusqu'à leur usage.

3.2. Coagulants et flocculants utilisés

Le chlorure ferrique hexahydraté (grade A.C.S.¹), utilisé lors de ces essais, a été fourni par la compagnie Anachemia. Celui-ci a été dissout afin d'obtenir une solution à 1 g/l de chlorure ferrique. La quantité utilisée durant l'ensemble des essais est de 15 mg/l.

La formes de chitosane utilisée pour cette étude est le KITOMERTM H-75, fournie par la compagnie Marinard Biotech (Rivière-au-Renard, Québec). Son degré de désacétylation est de 83.7% et sa viscosité² en solution de 2190 cps. Le chitosane, qui se présente sous forme solide, a été dilué selon la procédure G-03-01-05.01 de Marinard Biotech qui permet de préparer une solution de chitosane 0.5 % dans 0.25 % d'acide acétique.

5.3. Jar test

Depuis plus de 50 ans, le Jar *Test* est la technique standard utilisée pour optimiser l'addition de coagulants et de flocculants dans le domaine du traitement de l'eau.

¹ *American Chemical Society*

² Mesurée dans l'acide acétique 1.0 %

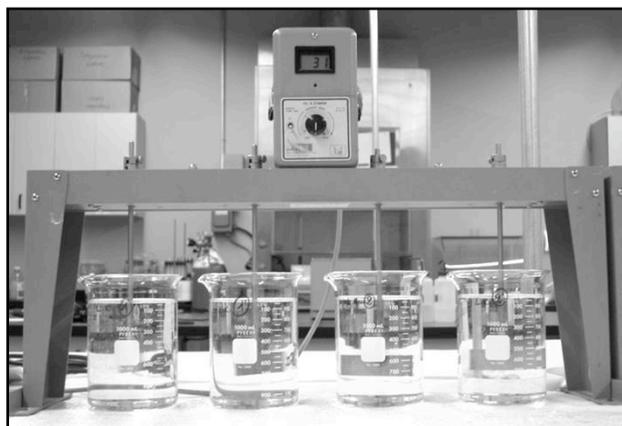


Figure 4 - Banc d'essai HS-4 pour jars tests

Pour cette étude, tous les essais expérimentaux de déphosphatation ont été opérés au laboratoire de la STEPPE-ÉTS. Les jars tests ont été réalisés sur un banc d'essai HS-4 de la société Phipps&Bird dans des béchers de 1 litre (figure 4). Dans chaque bécher, on dépose, grâce à un cylindre gradué, 1 litre de la solution à traiter de concentration en phosphore total connue. La séquence d'ajout des réactifs se fait en deux temps. En premier lieu est ajoutée la solution de chitosane et ensuite la solution de chlorure ferrique. Un bécher témoin permet de confirmer la concentration initiale en phosphore total. Une fois les coagulants et flocculants ajoutés, la coagulation-floculation est effectuée suivie d'une période de décantation, le tout selon les conditions opératoires présentées dans le tableau 4.

Tableau 4 - Conditions opératoires du *Jar Test*

Étapes	Durée	Vitesse (rpm)
Coagulation	20 s	200
Floculation	20 min	30

Il est à noter que dans l'optique de minimiser les risques d'apport de phosphore provenant du matériel utilisé au cours des manipulations, un trempage d'un minimum de deux heures avec une solution d'acide nitrique (10%) est effectué pour les béchers servant au *Jar Test*. Toute la verrerie utilisée est également rincée avec la même solution.

3. 4. Techniques d'analyse

Pour évaluer la performance du traitement, un échantillon de 5 ml de surnageant est prélevé dans chaque bécher pour analyse. La mesure du phosphore total est réalisée grâce à la méthode Hach 8190 (digestion et méthode au persulfate) qui permet d'analyser les échantillons à faible concentration en phosphore total de 0 à 3.5 mg/l. Cette méthode a été

validée par l'USEPA³ pour les analyses sur les eaux-usées et est adaptée de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Tous les essais sont réalisés en duplicata. Les détails des méthodes d'analyse sont présentés en annexe 2. D'autres paramètres ont été étudiés, tel qu'en témoigne le tableau 5. Les résultats présentés dans la section qui suit ne fait état pour l'heure que des mesures de phosphore. Les valeurs obtenues pour les autres paramètres feront l'objet d'un rapport subséquent.

Tableau 5– Paramètres mesurés et méthodologies employées

PARAMÈTRE	MÉTHODOLOGIES
S	
pH	pH mètre <i>Oakaton</i>
MES	Méthode 2540-D, Standard Methods
DCO	Méthode Hach 8000, Digestion à reflux fermé
Pt	Méthode Hach 8190, Digestion : méthode au persulfate

4. RÉSULTATS

Comme le montrer la figure 5, l'ajout de chitosane et de chlorure ferrique associé aux étapes de coagulation, floculation et sédimentation produit des floccs (bêcher du bas) susceptibles de contenir une partie du phosphore présent dans l'effluent traité en laboratoire.

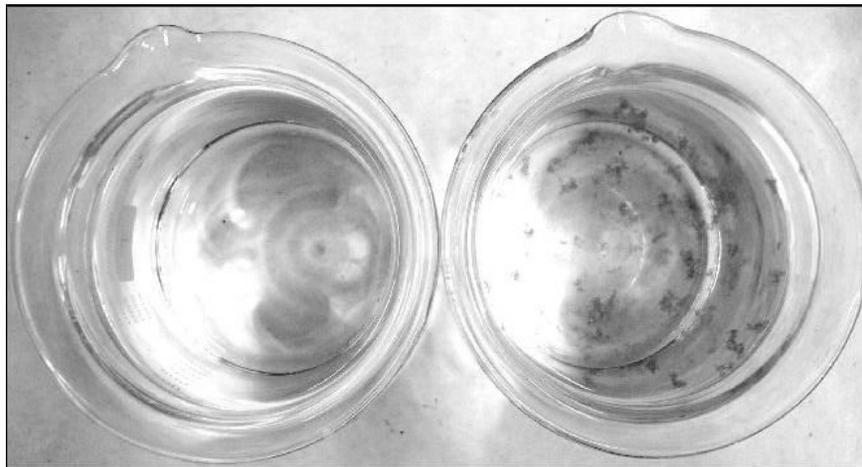


Figure 5– Bêcher témoin et bêcher contenant les floccs obtenus suite à l'application du procédé de coagulation-floculation avec chitosane et chlorure ferrique.

³ *U.S Environmental Protection Agency*

4.1. Optimisation de la concentration de chitosane pour l'enlèvement du phosphore

Le potentiel d'enlèvement du phosphore par un procédé de coagulation-floculation au FeCl_3 et chitosane est évident, il est cependant important de le vérifier et de valider le niveau d'efficacité suggéré dans la littérature. Aussi, connaître l'optimum des quantités de coagulants et de flocculants nécessaires à ce traitement permettra l'évaluation des coûts en réactifs, présenté dans la section technico-économique qui suit.

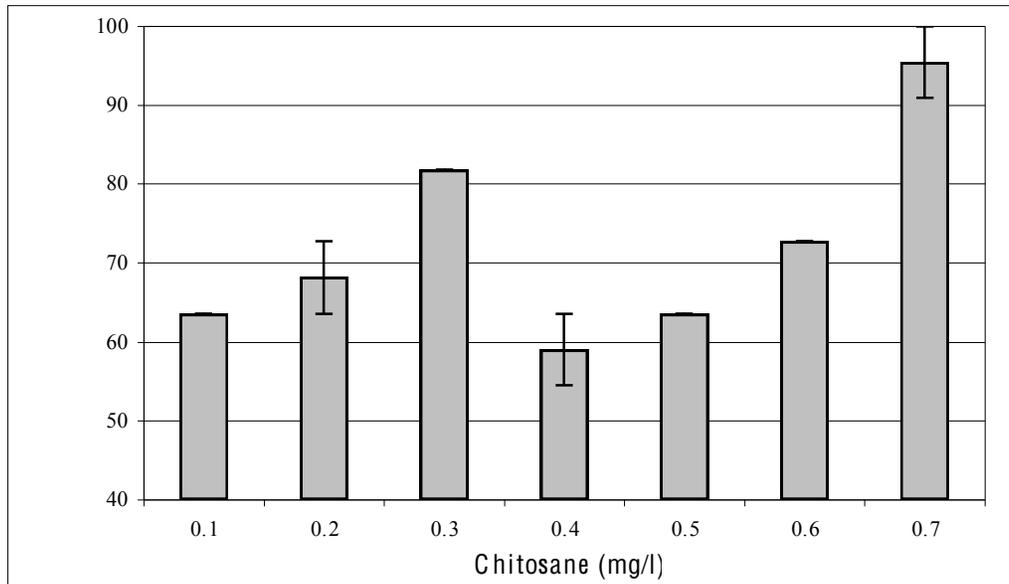


Figure 6- Variation de l'enlèvement du phosphore d'un effluent piscicole d'eau douce selon la quantité de chitosane utilisée (Phosphore total initial : 0.1 mg/l et FeCl_3 : 15 mg/l)

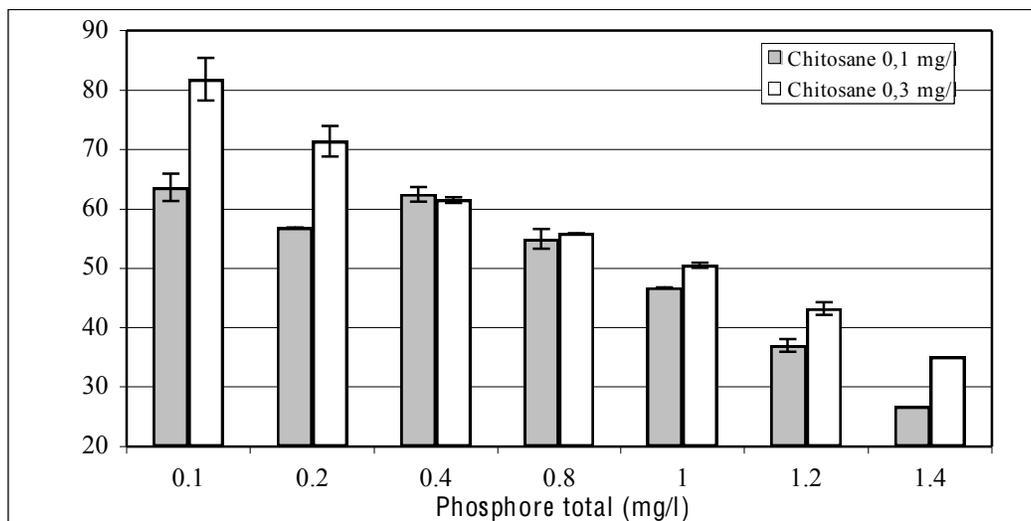
Lors de cet essai (figure 6), les dosages de 0.3 mg/l et 0.7 mg/l de chitosane ont fourni les meilleurs rendements d'enlèvement du phosphore avec plus de 80 % du phosphore total enlevé. Pour son avantage économique à un niveau d'efficacité similaire, la concentration de 0.3 mg/l est retenue comme optimum.

Ce pourcentage d'efficacité est similaire à ce qui a été obtenu lors des travaux de Marinard Biotech (2001). Cependant, pour obtenir ces résultats les essais ont nécessité l'ajout de trois fois plus de chitosane, soit 0.3 mg/l comparativement au 0.1 mg/l utilisé par Marinard Biotech.

4.2. Évaluation de l'efficacité d'enlèvement en phosphore selon les concentrations de l'effluent

Sachant que sur le terrain la teneur en phosphore des établissements piscicoles peut varier grandement et atteindre des concentrations supérieures à 0.2 mg/l, il convient de tester le dosage optimum pour différentes valeurs de phosphore initial.

Figure 7- Enlèvement du phosphore total d'un effluent piscicole d'eau douce selon la variation du phosphore total initial et l'utilisation de deux concentrations de chitosane (FeCl_3 : 15mg/l)



Les résultats de ces essais ont donc permis d'observer l'effet de la variation de la concentration initiale en phosphore d'un effluent sur l'efficacité du procédé. La figure 7 présente les résultats de cette variation pour deux dosages de chitosane soit 0.1 et 0.3 mg/L.

D'une part, il en ressort que, dans la plupart des types d'effluents testés pour une même quantité de FeCl_3 , l'emploi de 0.3 mg/l de chitosane se révèle plus efficace qu'un ajout de 0.1 mg/l. D'autre part, des tendances se dégagent au fil de l'augmentation de la concentration en phosphore dans l'effluent suggérant une baisse de l'efficacité. En termes d'application du procédé, il serait donc judicieux de pouvoir ajuster le dosage de coagulants et flocculants proportionnellement à la quantité de phosphore contenue dans l'effluent à traiter.

4.3. Comparaison de l'effet du procédé en eau douce et en eau salée

Afin de s'ajuster à la réalité de la production piscicole québécoise, il est important d'évaluer l'efficacité du procédé pour les effluents d'eau douce, mais également pour les effluents d'eau salée.

L'eau douce employée pour ces manipulations provient des robinets du laboratoire de la, tandis que l'eau salée est une eau de mer québécoise commercialisée par O Nordiques Inc.. L'eau de mer OCN est distribuée pour les marchés d'alimentation et est sans additif chimique.

Tableau 6 -Eenlèvement du phosphore d'effluents piscicoles d'eau douce et salée

Chitosane (mg/l)	Eau douce (%)	Eau salée (%)
0.1	60.35	53.03
0.3	65.47	57.58
0.6	70.69	57.58

Note: la concentration en phosphore total initial et en chitosane est : 0.2 mg/l et FeCl₃ : 15 mg/l respectivement

Il ressort que pour différentes concentrations de chitosane, le procédé de coagulation-floculation est plus efficace d'environ 10 % en eau douce. C'est ce qu'indiquent les résultats présentés dans le tableau 6 ci-haut. Par ailleurs, on note une variation dans l'efficacité d'enlèvement par rapport aux résultats obtenus précédemment. Pour la concentration en chitosane de 0.3 mg/L, retenue comme optimum, un enlèvement de phosphore en eau douce de 80% avait été obtenue alors qu'il est de 65% dans les présents résultats.

Au point de vue de l'application du procédé d'enlèvement du phosphore, d'autres essais sont en cours notamment des essais avec un chitosane commercial (Sigma-ldrich), l'enlèvement de fortes concentration en phosphore et des essais en eau salée. L'ensemble de ces résultats incluant l'enlèvement de la DCO et des MES seront présentés dans le rapport final de cette étude.

5. Évaluation du Potentiel technico-économique

5.1. Hypothèses de départ

Dans le but de projeter les différents coûts associés à l'utilisation de ce procédé, il convient tout d'abord de définir son contexte d'application. Dans cette optique, une description de la pisciculture typique est nécessaire, et ce principalement au niveau des volumes d'effluents. Ceci permettra de déterminer subséquemment la taille des bassins nécessaires, l'essentiel de l'équipement à se procurer et les besoins en coagulants et floculants. La figure 8 présente les zones susceptibles d'accueillir l'ajout d'un module de coagulation-floculation au sein des systèmes de production ouverts et fermés.

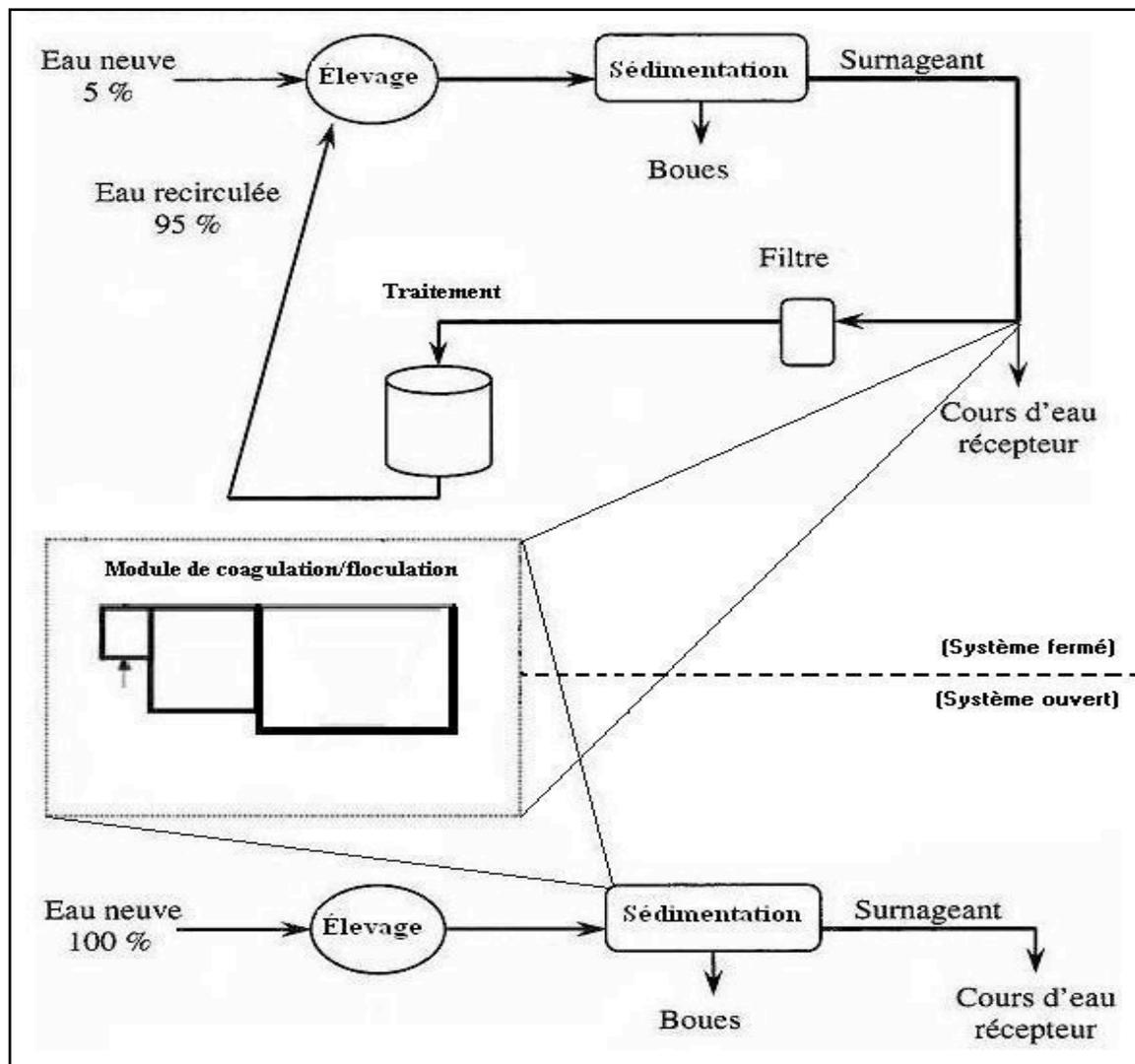


Figure 8 – Intégration potentielle d'un module de coagulation-floculation dans une pisciculture à système fermé et à système ouvert (Adapté des illustrations de Blais 2005)

Note : dans le cas d'un système fermé, le module de coagulation-floculation pourrait être installé dans la boucle de recirculation au niveau du bassin de sédimentation. Le coût serait dans ce cas similaire à celui installé dans un système ouvert. Dans cette étude nous retenons, pour un système fermé, l'option d'un module de coagulation-floculation installé avant le déversement dans le cours récepteur.

Le document intitulé la production piscicole au Québec, produit et mis à jour par Richard Morin (MAPAQ - ministère de l'Agriculture, des pêcheries et de l'alimentation du Québec), contient les données de base afin de caractériser les établissements piscicoles au point de vue de la production et des débits d'eau utilisés. À partir de ces informations, il est possible de construire des scénarios sur lesquels sera projetée l'implantation du procédé à l'étude.

L'année de référence pour l'utilisation des données est 2004, année pour laquelle nous disposons du débit d'eau utilisé en pisciculture, soit 14 620 m³/h, ainsi que de la répartition des entreprises piscicoles selon leur production annuelle (Morin, 2006). Sur la base de cette dernière, quatre classes sont formées (1-5 tonnes, 5-10 tonnes, 10-25 tonnes, 25 tonnes et plus) afin de constituer quatre scénarios d'implantation du nouveau procédé d'enlèvement du phosphore. Ensuite, en prenant pour acquis que le débit d'eau utilisé est directement proportionnel à la production en tonne, il est possible d'obtenir un débit théorique des différents scénarios (figure 9).

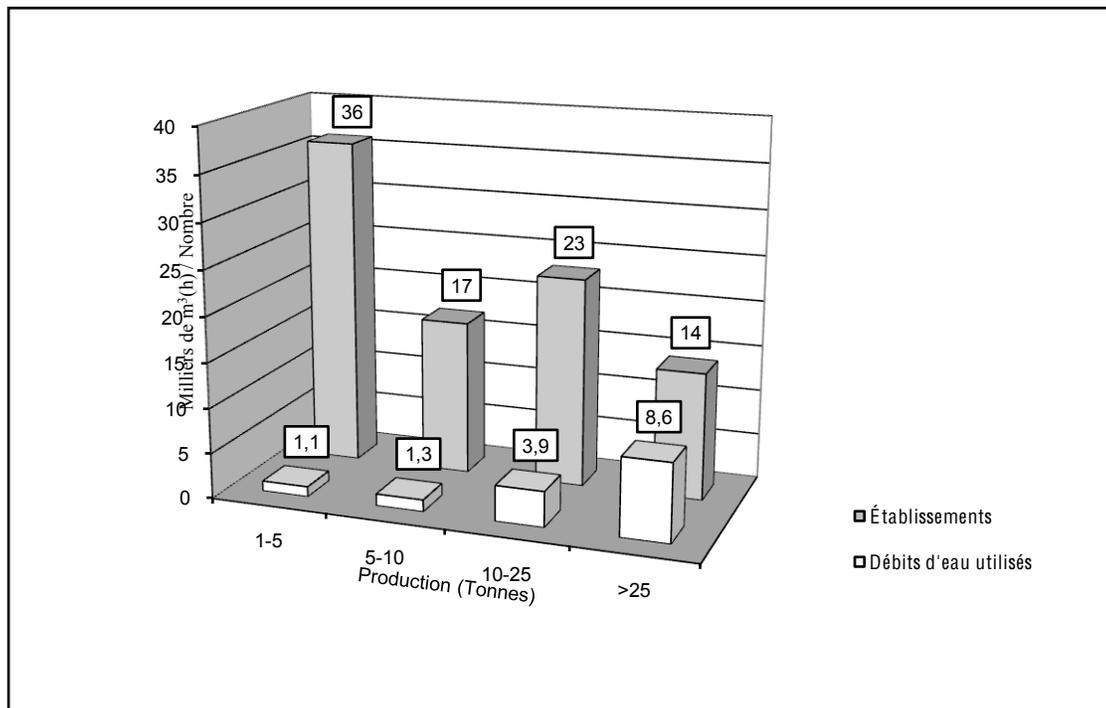


Figure 9 - Répartition des entreprises piscicoles et de leurs débits d'eau utilisés selon leur production (2004). Préparé à partir des données de Morin 2006.

En connaissant le nombre de producteurs par scénario on obtient dans le tableau 7 le débit théorique par scénario. Ces valeurs sont validées par les résultats obtenus en appliquant la règle de densité ($150\text{kg/m}^3/\text{h}$) employée au MAPAQ, afin de déterminer le débit requis pour les piscicultures en circuit ouvert dédiées au marché de l'ensemencement (Marcotte, 2007).

Tableau 7- Débits théoriques et requis par scénario

Scénarios	Débits théoriques (m^3/h)		Débits requis (m^3/h)	
	Ouvert	Fermé	Ouvert	Fermé
1-5 tonnes	29.3	1.5	20.0	1.0
5-10 tonnes	73.3	3.7	50.0	2.5
10-25 tonnes	171.0	8.5	116.7	5.8
25 tonnes et plus	610.5	30.5	416.7	20.8

À partir de l'évaluation des débits des établissements piscicoles, il est possible de déduire le volume des bassins de sédimentation. À cet effet, la référence employée provient du Centre régional de l'aquaculture de l'ouest des États-Unis (*Western Regional Aquaculture Center (WRAC)*), qui propose quelques règles au design de bassins de sédimentation. Ces règles reposent sur la vitesse de sédimentation de 100% des particules les plus fines, évaluée sur la base de la trajectoire de ces particules. La figure 10 illustre ce principe.

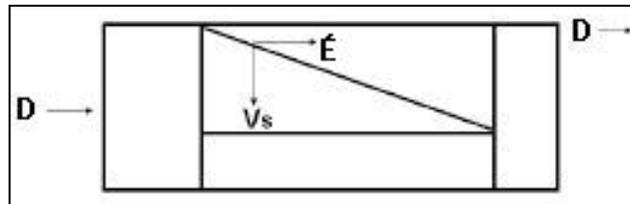


Figure 10 - Trajectoire d'une particule selon le débit (D), l'écoulement horizontal (\acute{E}) et la vitesse de sédimentation (V_s). Adapté de Stechey et Trudell (1990), *in* WRAC (2001).

C'est en établissant la vitesse de sédimentation de 100% des particules les plus fines que l'on peut ensuite calculer la surface requise du bassin de sédimentation. Pour se faire, une notion intermédiaire s'ajoute, soit le débit de trop plein (D_{tp}) qui correspond au débit divisé par la surface du bassin. Lorsque cette valeur est inférieure ou égale à la vitesse de sédimentation (V_s) des particules les plus fines, celles-ci ont le temps de se déposer au fond du bassin. Le débit de trop plein utilisé correspondra alors à la vitesse de sédimentation employée par le MAPAQ, soit 1.75 m/h , établie suite aux recommandations du ministère du Développement durable, de l'environnement et des parcs (MDDEP) en matière de traitement des eaux, (Marcotte, 2007).

Cette valeur est ensuite utilisée avec le débit pour obtenir la surface requise d'un bassin dans le contexte de cette équation:

$S = D / D_{tp}$ <p>Où, $S = \text{Surface (m}^2\text{)}$ $D = \text{Débit (m}^3\text{/h)}$ $D_{tp} = \text{Débit de trop plein (m/h)}$</p>

Équation 2 – Surface requise

Dans le but de transformer la surface en volume, la profondeur couramment utilisée est de 1.50 m pour répondre à des préoccupations se rapportant à la sécurité, l'accès aux sédiments, les coûts de construction et les risques de contamination (Marcotte, 2007). Les résultats des surfaces et des volumes des bassins de sédimentation sont présentés dans le tableau 8.

Tableau 8 - Surface et volume par scénario

Scénarios	Surface (m ²)		Volume (m ³)	
	Ouvert	Fermé	Ouvert	Fermé
1-5 tonnes	16.7	0.8	25.1	1.2
5-10 tonnes	41.9	2.1	62.8	3.1
10-25 tonnes	97.7	4.9	146.5	7.33
25 tonnes et plus	348.9	17.4	523.3	26.17

5.2. Coûts considérés

Dans l'évaluation globale des dépenses, il est pris pour acquis que les frais relatifs à la main-d'œuvre, à l'achat de terrain, aux assurances et aux équipements de base sont déjà pris en charge par l'établissement piscicole.

5.2.1. Bassins (coagulation, floculation, sédimentation)

La figure 11 schématise le procédé avec les trois bassins et la circulation de l'eau.

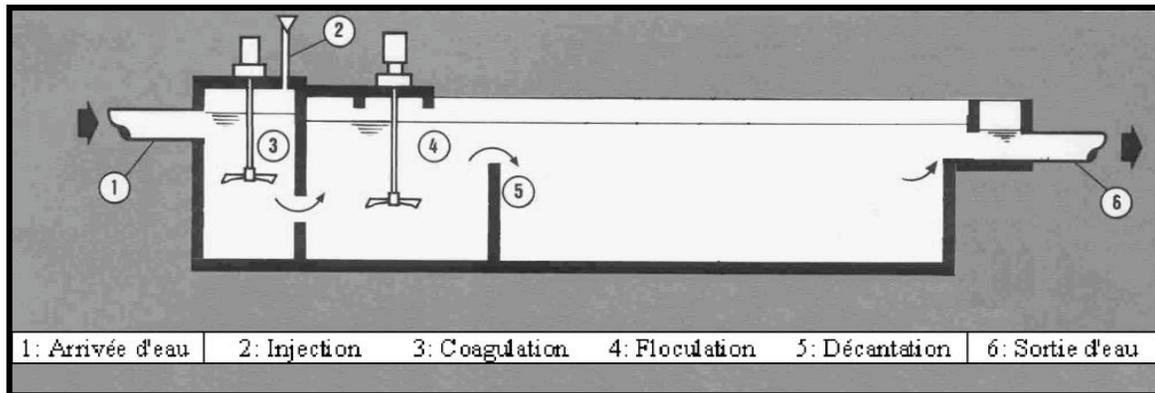


Figure 11 - Adaptée de Ravarini (2007)

Le volume du bassin de sédimentation est déterminé par l'équation décrite précédemment. Pour ce qui est du volume des autres bassins, il sera nécessaire de considérer le temps de séjours de l'eau traitée en fonction des réactions de coagulation et de floculation. En partant des conditions opératoires du *Jar test*, il serait souhaitable d'instaurer des temps de séjours de respectivement 20 secondes et 20 minutes (tableau 2). Cependant, une analyse de la question devrait être faite en tenant compte des sources d'influence présentes hors-laboratoire, telles les variations temporelles du débit d'eau, de la charge en phosphore et du pH. Afin de tout de même déterminer le volume des bassins de floculation et de coagulation, il a été choisi d'appliquer les proportions utilisées dans un rapport sur la déphosphatation des boues de pisciculture par un procédé de coagulation floculation employant de la chaux. Ainsi, pour un bassin de décantation de 10 m³, on utilise un bassin de coagulation de 1 m³ et un bassin de floculation de 3 m³ (Comeau et Ardelean, 2006). Le tableau 9 présente donc les volumes des différents bassins en s'inspirant de ces proportions.

Tableau 9 - Volume des différents bassins et volume total (m³) selon les scénarios

Scénarios	Coagulation		Floculation		Sédimentation		Total	
	Ouvert	Fermé	Ouvert	Fermé	Ouvert	Fermé	Ouvert	Fermé
1-5 tonnes	2.5	0.1	7.5	0.4	25.1	1.3	35.1	1.8
5-10 tonnes	6.3	0.3	18.8	0.9	62.8	3.1	87.9	4.4
10-25 tonnes	14.7	0.7	44.0	2.2	146.5	7.3	205.1	10.3
25 tonnes et plus	52.3	2.6	157.0	7.9	523.3	26.2	732.7	36.6

Le coût des bassins est estimé par une équation tirée de l'industrie agricole ayant pour but de calculer le prix d'une structure d'entreposage des fumiers et lisiers. Celle-ci est employée dans une étude portant sur la rentabilité de l'engraissement du flétan de l'Atlantique au Québec, produite par le Centre de recherche en économie agroalimentaire de l'Université Laval (Lambert *et al.*, 2005). Cette équation permet d'obtenir le prix par m³ en tenant en compte la préparation du terrain, les matériaux (béton, acier, revêtement, etc.), la main-d'œuvre, la clôture, le remblayage et la surveillance (CRAAQ, 1990, *in* Lambert *et al.*, 2005)

$$\text{Prix}(\$) = 1,224 \left(1,079 e^{4,909 - 0,382 \ln(\text{volume}(\text{m}^3))} \right)$$

Équation 3 – Coûts de construction des bassins

Puisque l'équation date de 1990, les résultats obtenus sont convertis en dollars courant en considérant l'indice de l'industrie pour les produits du ciment et du béton, tel qu'indiqué par statistique Canada (Statistique Canada, 2007). Le tableau 10 fait état des montants obtenus en considérant le volume total en m³ des trois bassins prévus pour chaque scénario. On y retrouve d'une part le coût par m³ et d'autre part le coût total.

Scénarios	Par m ³		Volume Total	
	Ouvert	Fermé	Ouvert	Fermé
1-5 tonnes	68.88 \$	214.45 \$	2424.43 \$	386.01 \$
5-10 tonnes	48.56 \$	152.42 \$	4268.06 \$	670.66 \$
10-25 tonnes	35.13 \$	110.14 \$	7205.11 \$	1134.43 \$
25 tonnes et plus	21.60 \$	67.86 \$	15 825.96 \$	2483.57 \$

Tableau 10 - Coûts des bassins selon les scénarios

L'équation produit un rendement décroissant qui représente l'économie d'échelle engendrée par la construction de bassins de volumes plus grands. Dans les cas où les infrastructures présentes dans les stations incluent un bassin de sédimentation pouvant être intégré au procédé, les coûts liés à la construction des bassins sont réduits d'environ la moitié (voir tableau 11).

Tableau 11 - Coûts des bassins selon les scénarios (excluant la sédimentation)

Scénarios	Par m ³		Volume Total	
	Ouvert	Fermé	Ouvert	Fermé
1-5 tonnes	111.39 \$	349.82 \$	1113.90 \$	174.91 \$
5-10 tonnes	78.37 \$	242.84 \$	1967.18 \$	315.69 \$
10-25 tonnes	56.69 \$	178.74 \$	3322.05 \$	518.33 \$
25 tonnes et plus	34.86 \$	109.33 \$	7295.94 \$	1148.00 \$

5.2.2. Produits de réaction

Suite à l'estimation des débits d'effluent à traiter ainsi que la détermination du dosage optimal, il est possible d'établir le coût des produits de réaction utilisés dans le procédé. Ces coûts seront récurrents tout au long de l'opération du procédé.

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. Actuellement, la chitine et le chitosane sont produits en Inde, au Japon, en Pologne, en Norvège et en Australie. Les prix des produits étudiés sont présentés dans le tableau 12.

Tableau 12 - Prix des produits chimiques étudiés

Produits	Prix (tonne)	Fournisseurs
Chitosane	11 000 \$	China Technology
Acide acétique	100 \$	Puritan product
Chlorure Ferrique	340 \$	Eaglebrook

Sur la base de ces prix et en appliquant un dosage de 15 mg /l de chlorure de ferrique et 0.3 mg de chitosane, on obtient les quantités et les montants suivants (tableau 13):

Tableau 13 - Quantités et Coûts annuels des produits réactifs

Scénarios	Chitosane (kg)		FeCl ₃ (kg)		Acide Acétique (l)		Coûts (\$)	
	Ouvert	Fermé	Ouvert	Fermé	Ouvert	Fermé	Ouvert	Fermé
1-5 tonnes	77	4	3 850	197	385	20	2 195	112
5-10 tonnes	193	10	9 632	486	963	49	5 490	277
10-25 tonnes	450	22	22 469	1 117	2 247	112	12 808	637
25 tonnes et plus	1 604	80	80 219	4 008	8 022	401	45 725	2284

Le service de l'expertise technique en eau de la direction des politiques du secteur municipal du MDDEP a produit en 2001 un guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées. Les sections sur le traitement physico-chimiques et la déphosphatation recommandent certaines pratiques au sujet des produits de réaction (MDDEP, 2001). Notamment, la capacité de stockage doit permettre une autonomie d'au moins 10 jours pour les produits de réaction, ce qui permet d'évaluer le volume des réservoirs nécessaires.

5.2.3. Agitateurs, pompes et doseurs

Les bassins de coagulation et de floculation doivent être équipés d'agitateurs pour une dispersion rapide et uniforme des produits de réaction ainsi que pour la formation des floes. Plusieurs agitateurs sont disponibles sur le marché de tailles et de forces différentes, dont les prix varient de quelques centaines de dollars à quelques milliers de dollars. Chez le fournisseur d'équipement d'aquaculture Aquamerik, le prix des agitateurs varie entre 200\$ et 2000 \$⁴ selon le design et la puissance. Ceci permet d'avoir une idée du prix de ce type d'équipement et d'évaluer approximativement ce qui conviendrait selon le scénario. Aquamerik est également fournisseur de pompes qui résistent à la corrosion et qui peuvent être utilisées pour l'injection des produits de réactions. Ces pompes ont un prix variant de 200 \$ à 500 \$ l'unité pour différents modèles de capacités variées. Pour ce qui est des doseurs pour l'ajout du chlorure ferrique, de tels appareils existent sur le marché des équipements industriels, par exemple sur le site du salon virtuel de *Direct Industry*⁵.

5.2.4. Autres coûts

Le coût d'entretien des équipements et structures représente 2.5. % de la valeur de ceux-ci (Craaq 2000, In Lambert *et al.*, 2005).

Le coût de l'électricité par année pour les agitateurs, les pompes et doseurs est évalué selon le taux de conversion HP/KwH de 0.74569 et un tarif d'électricité de 6.5 ¢/kW (Lambert *et al.*, 2005). Bien que la période d'opération en mois varie d'un établissement à l'autre et que certains ne sont actifs qu'une partie de l'année, l'estimation des coûts d'électricité considère douze mois d'activité.

Les frais associés aux permis de construction sont ceux de base se chiffrant à environ 25 \$ pour l'ensemble des contextes d'implantation, tel qu'illustré par l'exemple de la municipalité de Roberval (Ville de Roberval, 2007).

Enfin, afin d'avoir une certaine marge de manœuvre financière, les coûts d'implantation sont majorés de 10 % (première année) et les coûts d'opération sont majorés de 5 % (Lambert *et al.*, 2005).

⁴ En ligne : <www.aquamerik.com>

⁵ En ligne : <www.directindustry.fr/>

5.3. Avenues de financement

Puisque l'utilisation de ce procédé prend part à l'objectif de diminution des rejets en phosphore et donc à la poursuite du développement durable en pisciculture, différentes sources de financement sont envisageables au niveau provincial et fédéral.

En premier lieu, sur le plan provincial existent divers programmes d'appui, dont les deux principaux sont offerts par le ministère de l'Agriculture, des pêcheries et de l'alimentation (MAPAQ). L'un d'entre eux est le Programme d'appui financier à l'innovation et au développement du secteur des pêches et de l'aquaculture commerciale. Le Volet 1 de ce programme, intitulé Appui à l'innovation et au développement comporte trois champs d'intervention dont l'implantation commerciale d'innovations. Suite à une mise de fond minimum de 35 % du promoteur admissible, le MAPAQ procure un maximum de 35 % d'appui financier (MAPAQ, 2007b). Le document de présentation du programme stipule également le pourcentage cumulatif d'appui financier, incluant toutes les sources gouvernementales de financement possibles, qui s'élève à 50 %. Également, Dans le cadre de la mise en œuvre de la Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce du Québec (STRADDAQ), le MAPAQ offre le Programme AQUABLEU d'appui financier pour l'amélioration des performances environnementales des entreprises piscicoles de salmonidés. Les producteurs qui participent à la STRADDAQ peuvent bénéficier d'une aide financière équivalente à un maximum de 70 % des dépenses admises par le programme⁶. Parmi ces dépenses figurent celles associées à l'amélioration des systèmes existants de traitement des eaux usées, à l'aménagement de systèmes de traitement plus performants et aux modifications des infrastructures de production (MAPAQ, 2007c).

Il existe également des opportunités avec des organismes fédéraux. En 2002, le Bureau d'aquaculture durable du ministère des Pêches et océans (MPO) a procédé à un examen des programmes et services fédéraux à l'appui du développement de l'aquaculture. Les types de support correspondant le mieux au financement de l'implantation du procédé à l'étude apparaissent sous la rubrique Appui au développement et au transfert de technologies (Bureau d'aquaculture durable, 2002). Le principal appui financier provient du Programme coopératif de recherche-développement en aquaculture (PCRDA). Un de ses domaines d'intervention est l'accroissement de la capacité de recherche et de développement en lien à la durabilité environnementale de l'aquaculture. Le PCRDA a un budget de 4.5 millions. Un autre appui potentiel réside dans les activités du Comité interministériel sur l'Aquaculture qui entend aider l'industrie à respecter les exigences réglementaires fédérales. Le MPO prévoit d'ailleurs dans son Plan stratégique 2005-2010 « (...) chercher des occasions de créer des conditions favorables au développement d'une industrie aquacole canadienne écologiquement viable et concurrentielle à l'échelle internationale » (MPO, 2005).

⁶ Lorsqu'il y a pour les mêmes dépenses admises d'autres appuis financier gouvernementaux, ceux-ci seront déduits de sorte que le total des appuis soit de 70 % des dites dépenses (MAPAQ, 2007c).

5.4. Financement Global

L'annexe 1 présente le financement global annuel des différents scénarios pour des systèmes ouverts et fermés. D'une part, il y a les dépenses d'implantation du procédé qui pourraient être amorties sur dix ans et d'autre part les dépenses annuelles d'opération. Du total des dépenses d'implantation est déduite la contribution des gouvernements. Quant à elle, la contribution du producteur est ensuite répartie sur dix ans et appliquée aux dépenses annuelles d'opération (Tableau 14).

Tableau 14 – Coût total annuel du procédé pour les dix premières années.

Scénarios	Ouvert	Fermé
1-5 tonnes	3 030 \$	620 \$
5-10 tonnes	6 760 \$	820 \$
10-25 tonnes	14 880 \$	1 240 \$
25 tonnes et plus	50 400 \$	3 130 \$

Lorsque l'on transforme ces montants relativement aux coûts de production par tonne ou par kilogramme de poissons, on obtient les valeurs présentées dans le tableau 15.

Tableau 15 – Augmentation du coût de production par tonne ou kilogramme de poissons produits.

Scénarios	Ouvert		Fermé	
	Tonne	kg	Tonne	kg
1-5 tonnes	1 010 \$	1.01 \$	207 \$	0.21 \$
5-10 tonnes	903 \$	0.90 \$	109 \$	0.11 \$
10-25 tonnes	850 \$	0.85 \$	71 \$	0.07 \$
25 tonnes et plus	806 \$	0.81 \$	50 \$	0.05 \$

Ainsi, pour un retrait d'environ 70 % du phosphore total dans l'effluent, il en coûterait entre 0.80 \$ et 1 \$ de plus le kilo en système ouvert et entre 0.05 \$ et 0.20 \$ de plus en système fermé.

6. Conclusion

L'efficacité du procédé de coagulation-floculation avec chitosane et chlorure ferrique est mentionnée dans la littérature scientifique et confirmée par les présentes expériences. En étant conservateur, ce procédé permet d'enlever environ 70 % du phosphore total une fois appliqué à un effluent piscicole. Un tel rendement positionne avantageusement cette technologie parmi les solutions possibles aux problèmes associés à la performance environnementale de l'industrie piscicole. Ce constat permet de croire qu'il pourra attirer l'attention des intervenants du domaine. C'est d'autant plus le cas lorsque l'on considère qu'à prime abord les dépenses supplémentaires associées à l'implantation et l'opération du procédé ne semblent pas un fardeau insurmontable, surtout dans une perspective selon laquelle la réduction du phosphore est vitale à cette industrie. Il reste à voir dans quelle mesure l'augmentation des coûts de production, dévoilée par la section technico-économique, peut être prise en charge par les producteurs et éventuellement les consommateurs.

Les résultats présentés dans ce rapport permettent à tout le moins de fournir un ordre d'idée plus clair de l'efficacité et du potentiel technique et économique d'un procédé de coagulation-floculation avec chitosane et chlorure ferrique. La mise en place de projets pilotes utilisant cette technologie est toutefois essentielle afin d'en évaluer la rentabilité et l'efficacité avec plus de certitude. À titre d'exemple, la période d'activité des producteurs, l'ajustement du dosage *in situ* des produits de réaction et une connaissance pratique de tous les équipements nécessaires sont des facteurs qui risquent d'influencer significativement les coûts encourus.

Le présent rapport prépare également le terrain pour plusieurs thématiques de recherches à différentes échelles. Du côté de l'efficacité du procédé, il reste à poursuivre les essais en laboratoire pour l'adapter aux milieux salins. Au niveau du bassin de sédimentation, il serait intéressant de vérifier si l'augmentation de la vitesse de sédimentation des particules par l'apparition de floes peut permettre de réduire la surface requise des bassins. Également, il serait pertinent de tester l'utilisation de techniques de réduction des coûts comme la réutilisation des produits de réaction. Enfin, d'autres connaissances seraient souhaitables pour assurer l'intégration du procédé à la gestion intégrée des boues de pisciculture et leur valorisation.

Références bibliographiques

- Ackefors, H. et Enell M.(1994). The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. *Journal of Applied Ichthyology*, 10 : 225-241.
- 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. Disponible 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.
- Aquamerik (2007). Fournisseur d’équipement d’aquaculture. En ligne. <www.aquamerik.com>. Consulté en novembre 2007.
- Baker, R. T. M., Martin, P. and Davies, S. J. (1997). Ingestion of sub-lethal levels of iron sulphate by African catfish affects growth and tissue lipid peroxidation. *Aquat. Toxicol.* 40, 51-61.
- BAPE (1997). *Déchets d'hier, ressources de demain*. Rapport de la Commission d’enquête sur la gestion des matières résiduelles au Québec (générique). 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.
- Blais, C. (2005) Caractérisation des effluents piscicoles provenant de la trappe à fèces et gestion des boues. Mémoire de maîtrise, Université Laval.
- Bourmecied A. (2003) Traitement des effluents piscicoles par marais artificiels et lits de scories; démonstration sur site à la pisciculture des Alléghnys de Saint-Damien-de-buckland. Fiche technique. École Polytechnique de Montréal.
- 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.
- Bureau d'aquaculture durable (2002). Examen des programmes et services fédéraux à l'appui du développement de l'aquaculture. Ministère des Pêches et des océans Canada. Disponible en ligne <http://www.dfo-mpo.gc.ca/aquaculture/ref/Study5_f.pdf>.
- 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.

- 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).
- Comeau, Y., et F.Ardelean (2006). Déphosphatation des boues de la pisciculture des Alléghanys à Saint-Damien-de-Buckland par chaulage. SORDAC. En ligne.
<http://www.mapaq.gouv.qc.ca/NR/rdonlyres/CD915015-7FBE-4502-95F3-AAE87137DD59/10177/dtt2006_2.pdf>. Consulté en octobre 2007.
- CQVB - Centre Québécois de valorisation des biotechnologies (2004) Aquaculture et Développement Durable, Bio.Technol. 3 (3).
- Chavasit, V. et Torres, J.A. (1990). Chitosan-polyacrylic acid: mechanism of complex formation and potential industrial applications. *Biotechnol. Prog.*, 6: 2-6.
- CRAAQ (1990). Coût de construction, Structure d'entreposage des fumiers et lisiers, AGDEX 729/538. *In* R. Lambert, Y. Rancourt et A. Poiré (2005). La rentabilité de l'engraissement du flétan de l'Atlantique au Québec. Centre de recherche en économie agroalimentaire (CRÉA). Université Laval.
- CRAAQ (2000). Élevage de salmonidés, AGDEX 485/821. *In* R. Lambert, Y. Rancourt et A. Poiré (2005). La rentabilité de l'engraissement du flétan de l'Atlantique au Québec. Centre de recherche en économie agroalimentaire (CRÉA). Université Laval.
- Cripps, S.J. (1994). Minimizing outputs : treatment. *Journal of Applied Ichthyology*, 10, pp. 284-294.
- Degrémont (2005) Memento technique de l'eau. Degrémont. France.
- Desjardins, R (1997) Le traitement des eaux. Édition de l'École Polytechnique de Montréal. Montréal.
- Desjardins, R (1997). Le traitement des eaux. Édition de l'École Polytechnique de Montréal. Montréal.
- Direct Industry (2007). Salon virtuel d'équipements industriels. En ligne. <www.directindustry.fr/>. Consulté en novembre 2007.
- Enjeux – Énergie (2005) Alberta : une usine pilote transforme le fumier en énergie. Publication du centre Hélios, 4 (11): 1-2, Disponible en ligne <www.centrehelios.org>. Consulté le 5 janvier 2006.
- EPA – Environmental Protection Agency (2000). Wastewater Technologie Fact Sheet, Chemical Precipitation, EPA 832-F-00-018, September 2000.
- EPA – Environmental Protection Agency (2000b) Biosolids Technology Fact Sheet : Belt Filter Press, EPA 832-F-00-057.
- Fournier (2006) Rotary press, En ligne. <http://www.rotary-press.com/equipement-deshydratation/principe_description-and-principe.cfm>. Consulté le 2 février 2006.

- Fortier J., Lafleur C., Kharoune L et Kharoune M. (2008). Gestion intégrée des effluents aquacoles : Enlèvement du phosphore et des matières en suspension optimisé par l'utilisation du chitosane et traitement des boues par digestion anaérobie. Rapport soumis à la Société de développement de l'industrie maricole (SODIM).
- 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).
- Guibal E., Milot C. et Tobin J.M. (1998). Metal-Anion Sorption by Chitosan Beads : Equilibrium and Kinetic Studies, *Industrial & Engineering Chemistry Research* 37 : 1454-1463.
- Hao, O., M. Kim et Al-Ghusain I. (1991) Alternating aerobic and anoxic digestion of waste activated sludge, *J. Chem. Technol. Biotech.* 52: 457-472.
- Huang, C., S. Chen et Ruhsing Pan J. (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.*
- Keong Jun, H., Sook Kim, J., Kyoon 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.
- 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.
- Lambert, R., Y. Rancourt et A. Poiré (2005). La rentabilité de l'engraissement du flétan de l'Atlantique au Québec. Centre de recherche en économie agroalimentaire (CRÉA). Université Laval.
- Lee, V.F. (1997). Solution and shear properties of chitin and chitosan. Ph.D. Dissertation. University of Washington.

- Liber, K., L. Weber and Lévesque C. (2005) Sublethal toxicity of two wastewater treatment polymers to lake trout fry (*Salvelinus namaycush*). *Chemosphere*. 61 (8): 1123-1133.
- MAPAQ (2007a). Mise en œuvre de la Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce du Québec. En ligne.
<<http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Peche/aquaculture/conseilstechniquesscientifiques/Environnement/straddaq/miseenoeuvre/miseenoeuvre.htm> >.
- MAPAQ (2007b). Programme d'appui financier à l'innovation et au développement du secteur des pêches et de l'aquaculture commerciales. 07-043. En ligne.
<<http://www.mapaq.gouv.qc.ca/NR/rdonlyres/E8BA2294-3234-4128-9C97-BD5CE1F24F72/0/innovationfr.pdf> >.
- MAPAQ (2007c). AQUABLEU: Programme d'appui financier pour l'amélioration des performances environnementales des entreprises piscicoles de salmonidés. En ligne. <<http://www.mapaq.gouv.qc.ca/NR/rdonlyres/4234A1D8-5904-40BA-9F23-60A14A396139/0/aquableu.pdf> >.
- Marcotte, D. (2007). M.Sc Ing. Station Technologique piscicole des eaux douces. MAPAQ. Communication téléphonique. 29 octobre 2007.
- 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.
- McLachlan, D.R.C. (1995). Aluminium and the risk for Alzheimer's disease, *Environmetrics*. 6: 233-275.
- MDDEP (2001). Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique. Ministère de l'environnement du Québec. Direction des politiques du secteur municipal - Service de l'expertise technique en eau.
- Metcalf and Eddy Inc. (1991) *Wastewater Engineering—Treatment Disposal and Reuse*. McGraw-Hill Inc. New York, NY.
- Modell, M., J. Larson and Sobczynski F. (1992) Supercritical water oxidation of pulp mill sludges, *TAPPI J.* 76 (6): 195–202.
- Monette, F., F. G. Brière, M. Létourneau, M. Duchesne et Hausler R. (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. (2006). La production piscicole au Québec. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Québec (MAPAQ), Les Publications de la direction de l'innovation et des technologies.
- 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).

- Murakami, T (1998) Recent advances in sludge treatment techniques. *Water Qual. Int.* 9/10: 23–24.
- MPO (2005). Plan stratégique 2005-2010. En ligne. < http://www.dfo-mpo.gc.ca/dfo-mpo/plan_f.htm>. consulté en novembre 2007.
- 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.
- 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.
- 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. (1998). Caractérisation des effluents de stations piscicoles québécoises. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Québec (MAPAQ). Direction générale des pêches et de l'aquaculture commerciales. Document de travail.
- Ouellet, G. (1999). Les rejets des stations piscicoles et leurs impacts environnementaux. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Québec (MAPAQ). Direction générale des pêches et de l'aquaculture commerciales. Document de travail 99/02.
- 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.
- Randall, S., D. Harper and B. Brierley (1999) Ecological and ecophysiological impacts of ferric dosing in reservoirs. *Hydrobiologia.* 395/396.: 355–364.
- Ravarini (2007). Décantation ; Hydroland :Site d'informations scientifiques, techniques et écologiques sur l'EAU. En ligne. <<http://pravarini.free.fr/decantation.htm>>. Consulté en novembre 2007.
- Ravi Kumar, M.N.V. (2000). A review of chitin and chitosan applications. *React. Funct. Pol.* 46 (1): 1-27.
- 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.
- Rouleau, G. and M. Sasseville (1996) Waste reduction: a sound business decision. *Pulp Pap. Can.* 97 (12): 114–116.

- Rosana B. Sotero-Santos, Odete Rocha and Jurandy Povinelli (2005). Evaluation of water treatment sludges toxicity using the Daphnia bioassay. *Wat. Res.* 39 (16): 3909-3917.
- 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. et G.M. Ayoub (2003). High-pH–magnesium coagulation–flocculation in wastewater treatment. *Adv. Env. Res.* 7: 389–403.
- 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.
- 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.
- Statistique Canada (2007). Indice de l'industrie pour les produits du ciment et du béton. Tableau 329-0039.
- Ten Cate (2006) Geotube brand for environmental Engineering. Disponible 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.
- Ville de Roberval (2007). Information sur les permis et certificats. Disponible en ligne <www.ville.roberval.qc.ca/permis.html>. Consulté en décembre 2007.
- 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.

WRAC (2001). Gary Fornshell. *Settling Basin Design*. Western Regional Aquaculture Center. WRAC Publication N0.106.

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 1

Tableau A1- Financement global par scénario (Système ouvert)

Dépenses d'implantation (amorties sur 10 ans)				
	1- 5 tonnes	5 - 10 tonnes	10-25 tonnes	25 tonnes et plus
Bassins	2 415,90 \$	4 271,06 \$	7 202,94 \$	15 829,97 \$
Contingence (10%)	241,59 \$	427,11 \$	720,29 \$	1 583,00 \$
<i>Sous-total majoré</i>	2 657,49 \$	4 698,17 \$	7 923,23 \$	17 412,97 \$
Permis de construction	25,00 \$	25,00 \$	25,00 \$	50,00 \$
Matériel et équipement				
Pompe	500,00 \$	500,00 \$	500,00 \$	500,00 \$
Agitateurs (2)	500,00 \$	1 000,00 \$	2 000,00 \$	4 000,00 \$
Doseur	500,00 \$	500,00 \$	500,00 \$	500,00 \$
Réservoir	1 000,00 \$	1 500,00 \$	2 000,00 \$	3 000,00 \$
Sous-total	2 500,00 \$	3 500,00 \$	5 000,00 \$	8 000,00 \$
Contingence (10%)	250,00 \$	350,00 \$	500,00 \$	800,00 \$
<i>Sous-total majoré</i>	2 750,00 \$	3 850,00 \$	5 500,00 \$	8 800,00 \$
<i>TOTAL (implantation)</i>	5 407,49 \$	8 548,17 \$	13 423,23 \$	26 212,97 \$
Appuis financiers				
MAPAQ (40 %)	2 163,00 \$	3 419,27 \$	5 369,29 \$	10 485,19 \$
MPO (20%)	1 081,50 \$	1 709,63 \$	2 684,65 \$	5 242,59 \$
<i>TOTAL</i>	3 244,49 \$	5 128,90 \$	8 053,94 \$	15 727,78 \$
<i>Contribution du producteur</i>	2 163,00 \$	3 419,27 \$	5 369,29 \$	10 485,19 \$
Dépenses annuelles d'opération				
	1- 5 tonnes	5 - 10 tonnes	10-25 tonnes	25 tonnes et plus
Coût annuel d'implantation	216,30 \$	341,93 \$	536,93 \$	1 048,52 \$
Produits				
Chitosane	847,00 \$	2 118,96 \$	4 943,27 \$	17 648,33 \$
Chlorure ferrique	1 309,01 \$	3274,75	7 639,60 \$	27 274,70 \$
Acide acétique	38,50 \$	96,32 \$	224,69 \$	802,20 \$
Sous-total	2 194,51 \$	5 490,03 \$	12 807,56 \$	45 725,23 \$
Contingence (5%)	109,73 \$	274,50 \$	640,38 \$	2 286,26 \$
<i>Sous-total majoré</i>	2 304,24 \$	5 764,53 \$	13 447,94 \$	48 011,49 \$
Autres dépenses				
Entretien	135,19 \$	213,70 \$	335,58 \$	655,32 \$
Électricité	350,00 \$	412,30 \$	518,45 \$	624,60 \$
Sous-total	485,19 \$	626,00 \$	854,03 \$	1 279,92 \$
Contingence (5%)	24,26 \$	31,30 \$	42,70 \$	64,00 \$
<i>Sous-total majoré</i>	509,45 \$	657,30 \$	896,73 \$	1 343,92 \$
TOTAL (annuel)	3 029,98 \$	6 763,76 \$	14 881,60 \$	50 403,93 \$

Tableau A2- Financement global par scénario (Système fermé)

Dépenses d'implantation (amorties sur 10 ans)				
	1- 5 tonnes	5 - 10 tonnes	10-25 tonnes	25 tonnes et plus
Bassins	386,01 \$	670,66 \$	1 134,43 \$	2 483,57 \$
Contingence (10%)	38,60 \$	67,07 \$	113,44 \$	248,36 \$
<i>Sous-total majoré</i>	424,61 \$	737,73 \$	1 247,87 \$	2 731,93 \$
Permis de construction	25,00 \$	25,00 \$	25,00 \$	25,00 \$
Matériel et équipement				
Pompe	500,00 \$	500,00 \$	500,00 \$	500,00 \$
Agitateurs (2)	500,00 \$	500,00 \$	500,00 \$	500,00 \$
Doseur	500,00 \$	500,00 \$	500,00 \$	500,00 \$
Réservoir	20,00 \$	50,00 \$	200,00 \$	1 000,00 \$
Sous-total	1 520,00 \$	1 550,00 \$	1 700,00 \$	2 500,00 \$
Contingence (10%)	152,00 \$	155,00 \$	170,00 \$	250,00 \$
<i>Sous-total majoré</i>	1 672,00 \$	1 705,00 \$	1 870,00 \$	2 750,00 \$
<i>TOTAL (implantation)</i>	2 096,61 \$	2 442,73 \$	3 117,87 \$	5 481,93 \$
Appuis financiers				
MAPAQ	838,64 \$	977,09 \$	1 247,15 \$	2 192,77 \$
MPO	419,32 \$	488,55 \$	623,57 \$	1 096,39 \$
<i>TOTAL</i>	1 257,97 \$	1 465,64 \$	1 870,72 \$	3 289,16 \$
<i>Contribution du producteur</i>	838,64 \$	977,09 \$	1 247,15 \$	2 192,77 \$
Dépenses annuelles d'opération				
	1- 5 tonnes	5 - 10 tonnes	10-25 tonnes	25 tonnes et plus
Coût annuel d'implantation	83,86 \$	97,71 \$	124,71 \$	219,28 \$
Produits				
Chitosane	43,36 \$	106,96 \$	245,72 \$	881,69 \$
Chlorure ferrique	67,01 \$	165,3	379,75 \$	1 362,62 \$
Acide acétique	1,97 \$	4,86 \$	11,17 \$	40,08 \$
Sous-total	112,34 \$	277,12 \$	636,64 \$	2 284,39 \$
Contingence (5%)	5,62 \$	13,86 \$	31,83 \$	114,22 \$
<i>Sous-total majoré</i>	117,96 \$	290,98 \$	668,47 \$	2 398,61 \$
Autres dépenses				
Entretien	52,42 \$	61,07 \$	77,95 \$	137,05 \$
Électricité	350,00 \$	350,00 \$	350,00 \$	350,00 \$
Sous-total	402,42 \$	411,07 \$	427,95 \$	487,05 \$
Contingence (5%)	20,12 \$	20,55 \$	21,40 \$	24,35 \$
<i>Sous-total majoré</i>	422,54 \$	431,62 \$	449,34 \$	511,40 \$
<i>TOTAL (annuel)</i>	624,36 \$	820,31 \$	1 242,53 \$	3 129,29 \$