

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

SYSTÈME DE CAPTAGE DES MATIÈRES DÉCANTABLES
DANS UN ÉTANG PISCICOLE

PHILIPPE LEFRANÇOIS
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
NOVEMBRE 2009

© Philippe Lefrançois, 2009

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :
SYSTÈME DE CAPTAGE DES MATIÈRES DÉCANTABLES
DANS UN ÉTANG PISCICOLE

présenté par : LEFRANÇOIS Philippe
en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées
a été accepté par le jury d'examen constitué de :

M. FUAMBA Musandji, Ph.D., président
M. COMEAU Yves, Ph.D., membre et directeur de recherche
M. CHAZARENC Florent, Ph.D., membre et codirecteur de recherche
M. MARCOTTE Dominic, M.Sc.A., membre

DÉDICACE

Je dédis ce mémoire
à mon grand amour Céline,
à Matisse ma fille si étincelante,
et au petit Killian qui vient de naître.

REMERCIEMENTS

Je tiens en premier lieu à remercier M. Yves Comeau, mon directeur de recherche, pour m'avoir donné l'occasion d'intégrer le Laboratoire de Génie de l'Environnement et de réaliser ce projet. Je souligne particulièrement sa rigueur, son sens de la pédagogie et son humanisme.

Je tiens également à remercier mon co-directeur Florent Chazarenc pour m'avoir fait confiance, sa disponibilité et pour avoir su m'orienter avec justesse tout au long de mon cheminement.

Un très grand merci à Jaume Puigagut pour son amitié, son dévouement et son jugement. Jaume a été un collaborateur essentiel à la bonne conduite ce projet.

Une main d'applaudissement généreuse à Valérie-Anne, une co-équipière indispensable sur le terrain comme au laboratoire. Merci à Zakaria, Carlos, Hossein et autres membres du laboratoire pour leur amitié et leur générosité.

Merci à Maldala d'avoir accordé son temps à la correction de l'article, pour ses conseils éclairés et sa bonne humeur.

Je remercie chaleureusement Denis Bouchard, le doyen du laboratoire, qui par son expérience et sa disponibilité m'a été d'un appui incontournable.

Un grand merci à Serge Gilbert et à Brigitte Martel qui m'ont permis de travailler auprès d'eux à la pisciculture et qui ont été d'un soutien humain et matériel indispensable.

Un grand merci à Dominic Marcotte du MAPAQ pour sa collaboration et ses conseils.

Merci à tous mes amis et proches.

Merci à mes parents pour qui m'ont toujours encouragé et donné le goût d'avancer.

Enfin, un remerciement sans borne à ma conjointe Céline qui a été extrêmement patiente et conciliante tout au long de cette entreprise. Céline a été la pierre angulaire de l'acheminement de ce projet.

RÉSUMÉ

L'aquaculture en eau douce est largement reconnue comme une source potentielle de pollution organique. Le phosphore des rejets piscicoles est particulièrement néfaste puisqu'il participe à l'eutrophisation des milieux aquatiques. Face à ces considérations, l'industrie piscicole du Québec s'est donnée comme objectif de réduire les rejets en phosphore à 4,2 kg P par tonne de poissons produits d'ici 2014. Au Québec plus de 85% des entreprises produisent moins de 25 tonnes par an et 75% utilisent des étangs en terre. En raison des importants débits d'eau impliqués, le traitement des effluents aquacole est difficilement réalisable. Cependant, de 50 à 80% du phosphore des rejets se retrouve sous forme particulaire. De plus, une étude récente réalisée à l'École Polytechnique de Montréal a démontrée que 17 à 73% des boues d'étang s'accumulent sous l'aérateur de surface d'un étang de production piscicole. L'objectif de ce projet était de concevoir et d'étudier les performances d'un système de captage des sédiments positionné sous un aérateur d'un étang piscicole pour réduire les rejets en phosphore.

Le projet s'est déroulé dans une pisciculture de taille moyenne située dans le sud-est de la province de Québec. Le système de captage des sédiments (SCS) consiste en une pyramide inversée et tronquée d'un volume de 1 m³. La structure a été installée dans un étang en terre et positionnée sous un aérateur de surface. Le système de captage a été vidangé hebdomadairement durant une période de 10 semaines. Les sédiments recueillis ont été quantifiés et analysés à chaque semaine. Tout au long de la période expérimentale, la régie de production (ajout et retrait de poissons, mortalités, activités diverses) a été notifiée. Des analyses de l'affluent et de l'effluent de l'étang ont été effectuées hebdomadairement. Les débits de l'étang ainsi que les niveaux de précipitation pluviale ont également été suivis.

Le taux d'accumulation des sédiments dans le SCS a été de 4,0 kg MT/d en moyenne pour l'ensemble de la campagne d'échantillonnage. Les matières volatiles ont représenté en moyenne 7,8% des matières totales. Le DCO des sédiments collectés a été évalué à environ 35 g DCO/L. L'efficacité du SCS concernant l'enlèvement du phosphore a atteint de 22% du phosphore non intégré aux poissons (P_{nt}). Si l'on assume que 50% des rejets en phosphore se

retrouve sous forme particulaire, l'efficacité d'enlèvement du phosphore atteint 47% du P_{nt} particulaire. La réalisation du bilan de phosphore a révélé qu'environ 30% du P, lié à la fraction inorganique des sédiments, est susceptible de provenir de la fraction soluble du P_{nt} . Les équations de Langmuir appliquées aux isothermes d'adsorption du phosphore sur les sédiments ont atteint un degré de corrélation de 99%. La constante d'adsorption maximale obtenue à partir de ce modèle a été de 1,3 mg P/g de sédiments. Les activités de récolte de poissons ont été identifiées comme les principaux facteurs externes entraînant la remise en suspension des sédiments.

Dans la présente étude, l'utilisation d'un système de captage des sédiments n'a pas permis d'atteindre la cible de rejets en phosphore, fixée par l'industrie aquacole du Québec, de 4,2 kg P/tonne de poisson produit. Le système s'est cependant avéré efficace pour la réduction des rejets en phosphore des étangs et peut être considéré comme une alternative prometteuse à l'ensemble des solutions disponibles pour la réduction des rejets piscicoles. Ce document propose par ailleurs une série de critères pour la conception future de systèmes de captage des sédiments. Des propositions ont également été apportées afin de minimiser les charges polluantes des effluents lors des périodes de récolte de poissons.

ABSTRACT

Freshwater fish farms in Quebec are facing stringent phosphorus discharge limits of 4.2 kg P per tonne of fish produced. Most phosphorus in fish farm effluents is found in particulate form (uneaten food, feces, etc.). Physical separation systems such as microscreens, filter beds, Cornell-type circular tanks and settling tanks have been proposed to remove solids from raceway and recirculation fish farm effluents but these technologies are relatively expensive and labour intensive for small pond based production facilities, as mostly found in Quebec.

A novel sediment retention system (SRS), consisting of a 1 m³ truncated pyramid, was installed at the bottom of an earth pond, below a surface aerator. The objective of this study was to determine the feasibility of collecting and removing sediments by using the SRS and to determine its particulate phosphorus removal efficiency. Solids accumulated in the SRS were quantified and characterised weekly, for 10 weeks. Fish production, food supply, rain events and fish harvesting were also monitored over the course of the study period.

The total solids (TS) accumulation rate in the SRS was, on average, 4.0 kg/d with a volatile solids fraction of 7.8% and the P accumulation rate was, on average, 12.4 g P/d. The P removal efficiency obtained with the SRS was 24% of the total P not taken up by fish (effluent P, P_{EFF}). Assuming that 50% of the P_{EFF} was in the particulate form, the removal efficiency of the SRS was 47%. Lab-scale results correlated with the P mass balance calculations to show that sediments from earth ponds can play an active role in the sorption of soluble phosphorus. Approximately 30% of the P removed from the SRS was attributed to previous sorption/precipitation of soluble P into inorganic forms. The Langmuir model fitted the sorption isotherm of phosphorus onto earth pond soil and the maximum sorption constant obtained was 1.3 mg P/g soil. Fish harvesting was identified as the main external factor affecting sediments and phosphorus accumulation in the SRS. It was concluded that an SRS located under the aerator surface is a suitable and efficient strategy to collect and remove particulate phosphorus generated from fish production in earth ponds.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS.....	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	VIII
LISTE DES TABLEAUX	XII
LISTE DES FIGURES.....	XIII
LISTE DES ANNEXES	XV
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS.....	XVI
CHAPITRE 1: INTRODUCTION.....	1
1.1 Problématique des activités piscicoles d’eau douce au Québec	1
1.2 Hypothèses.....	4
1.3 Objectifs.....	5
CHAPITRE 2: REVUE DE LITTÉRATURE.....	6
2.1 Situation de l’aquaculture en eau douce au Québec	6
2.1.1 Bref historique.....	6
2.1.2 Contraintes et défis de l’industrie.....	6
2.1.3 Données de production piscicole.....	7
2.1.4 Portrait des entreprises	8
2.2 Le phosphore dans l’environnement.....	9
2.3 L’eutrophisation.....	10
2.4 Caractérisation du phosphore des rejets piscicoles.....	12
2.5 Stratégies de traitements des rejets	15
2.5.1 Réduction à la source	15
2.5.2 Traitement des effluents	16

2.5.3	Traitement par sédimentation	17
2.5.4	Traitement par microfiltration	18
2.5.5	Gestion des boues d'étang	19
2.6	Sédimentation des solides	20
2.6.1	Principes de sédimentation	20
2.6.2	Remise en suspension des solides	21
2.6.3	Cas particulier des étangs de production	23
2.7	La nature des colloïdes argileux	25
2.8	Dynamique du phosphore dans les sols et les sédiments	27
2.7.1	Mécanismes de l'adsorption	28
2.8.1	Facteurs dominants de l'immobilisation du P	30
2.9	Isothermes d'adsorption	32
CHAPITRE 3: MATÉRIEL ET MÉTHODES		35
3.1	Echantillonnages et analyses de l'eau de l'étang, de l'affluent et de l'effluent.....	35
3.2	Analyses granulométriques des sédiments	36
3.3	Analyses de désorption du phosphore	36
CHAPITRE 4: MINIMIZING PHOSPHORUS DISCHARGE FROM AQUACULTURE EARTH PONDS BY A NOVEL SEDIMENT RETENTION SYSTEM.....		38
4.1	Introduction.....	41
4.1.1	Aquaculture in Quebec and environmental regulation.....	41
4.1.2	Sources of phosphorus in aquaculture effluents	41
4.1.3	Solids removal from fish farms	41
4.1.4	Objective	42
4.2	Materials and methods	43
4.2.1	Pond characteristics	43
4.2.2	Sediment retention system.....	43
4.2.3	Fish Production.....	45
4.2.4	Sampling procedures and analyses.....	45

4.2.5	Phosphorus mass balance	46
4.2.6	Influent phosphorus (P_{IN})	47
4.2.7	Biomass phosphorus (P_B)	47
4.2.8	Phosphorus removed from the SRS (P_{SRS}).....	47
4.2.9	Phosphorus waste with the use of the SRS (P_{nt*SRS}).....	48
4.2.10	Phosphorus sorption to and release from sediments	49
4.3	Results.....	50
4.3.1	SRS sediment accumulation.....	50
4.3.2	Sediment sorption capacity	51
4.4	Discussion.....	52
4.4.1	SRS P removal capacity	52
4.4.2	Role of pond soil on phosphorus removal.....	54
4.4.3	Parameters affecting sediment accumulation in the SRS	55
4.5	Practical recommandations for the SRS	56
4.6	Conclusions.....	57
4.7	Acknowledgements.....	57
4.8	References.....	58
CHAPITRE 5: RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES		61
5.1	Système de production et variables externes	61
5.1.1	Données de précipitations	61
5.1.2	Régie de production.....	62
5.1.3	Caractéristiques des eaux de l’affluent et de l’étang	63
5.1.4	Influence du débit sur les rejets	64
5.2	Caractérisation des sédiments du SCS	65
5.2.1	Composantes physico-chimiques	65
5.2.2	Analyse granulométrique	66
5.3	Adsorption et désorption du phosphore	68
5.4	Capacité du SCS sur l’enlèvement du phosphore	69
CHAPITRE 6: DISCUSSION GÉNÉRALE.....		71

6.1	Régie de production	71
6.2	Rejets à l'effluent.....	72
6.3	Accumulation des sédiments dans le SCS	73
6.3.1	Nature des sédiments.....	73
6.3.2	Performances d'enlèvement du P.....	74
6.3.3	Caractérisation du phosphore du SCS	76
6.4	Adsorption du P par les sédiments.....	76
6.4.1	Dynamique du phosphore.....	78
CHAPITRE 7: CONCLUSIONS, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES.....		79
7.1	Conclusions.....	79
7.2	Recommandations.....	81
7.2.1	Instructions méthodologiques.....	81
7.2.2	Critères pour la conception d'un système de captage des sédiments d'un étang de production piscicole.....	82
7.2.3	Autres recommandations.....	84
7.3	Perspectives	85
RÉFÉRENCES		88
ANNEXES		98

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Propriétés physiques de certains colloïdes argileux et humiques. Adapté de Brady et Weil (2004)	25
Tableau 2.2 Précipités de phosphore communément retrouvés dans les sols et les sédiments d'eaux douces. Adapté de Brady et Weil (2002) et Pettersson et al. (1998).	28
Tableau 4.1 Average concentrations of the major elements and organic matter (in percentage) from the pond bottom earth at 0 to 5 cm and 5 to 10 cm depth.	46
Tableau 4.2 Contributions of the sediment components to P removal by the SRS.....	54
Tableau 5.1 Caractéristiques physico-chimiques des eaux de l'affluent et de l'étang de production durant la période d'expérimentation.....	63
Tableau 5.2 Concentrations et fractionnement des composantes des sédiments recueillis par le système de captage des sédiments.	65
Tableau 7.1 Avantages et inconvénients de trois scénarios de gestion des boues des étangs piscicoles.....	86

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Production piscicole au Québec (Morin, 2007).	8
Figure 2.2 Schématisation du cycle du phosphore comprenant les différents compartiments de l'environnement. Source : http://www.env.go.jp/en/	10
Figure 2.3 Schéma simplifié de la transformation d'un milligramme de phosphore dans un lac. Chaque fraction est exprimée en milligramme. Adapté de Stumm et al. (1996).	12
Figure 2.4 Partitionnement des rejets en phosphore chez la truite.	13
Figure 2.5 Méthodes de traitement applicables en fonction de la taille des particules en suspension. Adapté de Chen et al. (1994).....	17
Figure 2.6 (A) : Distribution du phosphore dans un étang en terre (Adapté de Sanchez-Barrios (2008) ; (B) : Schématisation des lignes de courant générées par un aérateur de surface (Source : aimpumps.com.au).....	23
Figure 2.7 Organisation moléculaire des feuillets tétraédriques et octaédriques de la Kaolinite et de la Montmorillonite. Source : www.cals.ncsu.edu	26
Figure 2.8 Schématisation simplifiée de la dynamique des phosphates dans les sols. Adapté de Brady et Weil (2002).	27
Figure 2.9 Trois groupes principaux d'hydroxyde de surface retrouvé en relation avec les oxyhydroxydes de fer et d'aluminium. La lettre M correspond à un ion métallique de Fe ou Al.	29
Figure 2.10 Influence du pH sur la fixation du phosphore. Source : http://www.ic.ucsc.edu ...	31
Figure 4.1 Pond influent flow during the 14 weeks production cycle.	43
Figure 4.2 Location of the sediment retention system (SRS) below the surface aerator of the pond.....	44
Figure 4.3 Plan and elevation views of the sediment retention system (SRS).	44
Figure 4.4 Weekly variation of the total solids (TS), total volatile solids (x10, TVS) and phosphorus (P) collected from the SRS.	50

Figure 4.5 Equilibrium Langmuir isotherm of phosphate (21.6°C) and equilibrium hardness of solutions.....	51
Figure 4.6 Phosphorus mass balance per tonne of biomass produced over the 15 weeks of fish production cycle. P^*_{SRS} is the P removed by the SRS associated to feces and uneaten food but excluding that adsorbed to the pond earth.	53
Figure 5.1 Précipitations cumulées sur une base de 6 jours précédant les vidanges du SCS pour les 10 semaines d'échantillonnage.....	61
Figure 5.2 Représentation des apports en moulée dans l'étang étudié au cours des 102 jours de production.	62
Figure 5.3 Influence du débit sur les rejets en MES, MVES et P. Les droites de régression correspondent aux données de MES et de MVES.	64
Figure 5.4 Analyse granulométrique des sédiments : (a) Répartition volumétrique des sédiments du fond de l'étang; (b) Répartition volumétrique des sédiments du SCS; (c) Répartition en nombre des sédiments du SCS.	67
Figure 5.5 Cumulatif de la distribution volumétrique des particules pour les sédiments du SCS et du fond de l'étang.	68
Figure 5.6 Isothermes d'adsorption (AP) réalisées à partir de 4 solutions de concentrations initiales en P : P1=1,0 mg P/L; P2=10 mg P/L; P1=50 mg P/L; P1=100 mg P/L. Désorption (DP) du P des sédiments pour les solutions P1, P2 et P3.....	69
Figure 5.7 Cumulatifs des rejets en P total et particulaire et cumulatif du P capté à partir du SCS.	70
Figure 7.1 Scénario 2- Vidanges par aspiration des boues.....	87
Figure 7.2 Scénario 3- Vidanges par entraînement gravitaire.....	87

LISTE DES ANNEXES

Annexe 7.1. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de l'étang	98
Annexe 7.2. MES et MVES de l'affluent, du centre et l'effluent du l'étang.	99
Annexe 7.3. Phosphore à l'effluent de l'étang	99
Annexe 7.4. Mesures de débit	100
Annexe 7.5. Matières totales et matières volatiles totales des boues	102
Annexe 7.6. Matières en suspension et matières volatiles en suspension du surnageant.....	103
Annexe 7.7. Azote Kjeldahl et phosphore total des boues	104
Annexe 7.8. Phosphore total du surnageant	104
Annexe 7.9. Masses totales captées et accumulations journalières	105
Annexe 7.10. Demande chimique en oxygène des boues du SCS	106
Annexe 7.11 Analyses de la taille des particules des boues recueillies dans le SCS et dans l'étang	108
Annexe 7.12. Composantes chimiques des sédiments du fond de l'étang étudié	108
Annexe 7.13. Analyses d'adsorption du phosphore	109
Figure 1 Annexe 7.14. Analyses de dureté	110
Figure 2 Annexe 7.15. Analyses de désorption du phosphore.....	111
Annexe 7.16. Données de précipitations	112
Annexe 7.17. Entrées et sorties de poissons dans l'étang étudié	113
Annexe 7.18. Apports de moule dans l'étang de production et calculs cumulatifs des relets en P	114

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

- AAQ : Association des Aquaculteurs du Québec
- Al : Aluminium
- C_e : Concentration en phosphates à l'équilibre (mg P/L)
- Ca : Calcium
- CaCO_3 : Carbonate de calcium
- d : Temps (jour) (d)
- d : Diamètre des particules (μm)
- DCO : Demande chimique en oxygène (g/L)
- f : Facteur de friction de Darcy-Weisbach
- f_{e-P} : Fraction de phosphore dans le sol (g P/kg sol)
- f_{PB} : Fraction de phosphore dans la biomasse (g P/kg biomasse)
- f_{PD} : Fraction de phosphore dans la moulée (g P/kg moulée)
- f_{S-P} : Fraction de phosphore dans les sédiments (g P/kg sédiment)
- Fe : Fer
- g : Accélération gravitationnelle ($9,81 \text{ m/s}^2$)
- Ge : Gravité spécifique (g/mL)
- G_B : Gain en biomasse (kg biomasse/cycle de production)
- GPM : Débit (gallons/min)
- h : Temps (heures)
- HP : Puissance (*horsepower*)
- HRT : Temps de rétention hydraulique (h) (*hydraulic retention time*)
- k : Constante, fonction du type de matériau des particules
- LISAM : Lit de séchage à macrophytes
- LPM : Débit (L/min)
- M_D : Masse de moulée fournie (g moulée/cycle de production)
- $M_{\text{SRS-I}}$: Masse d'inorganique captée dans le SCS (g MIT/ cycle de production)

- $M_{\text{SRS-S}}$: Masse de sédiment captée dans le SCS (g MT/ cycle de production)
- MAPAQ : Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
- MES : Matières en suspension (g/L)
- MDDEP : Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec
- Mg : Magnésium
- MRNF : Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
- MT : Matières totales (g/L)
- MIT : Matières inorganiques totales (g/L)
- MVES : Matières volatiles en suspension (g/L)
- MVT : Matières volatiles totales (g/L)
- OD : Oxygène dissous (g/L)
- ρ_p : Densité d'une particule (kg/m^3)
- ρ_w : Densité de l'eau (kg/m^3)
- P_B : Phosphore contenu dans la biomasse (g P/kg biomasse)
- PC : Cycle de production (Production cycle)
- P_D : Phosphore contenu dans la moulée (g P/kg biomasse)
- P_{eff} : Phosphore à l'effluent (g P/kg biomasse)
- P_{Exc} : Phosphore enlevé par excavation (g P/kg biomasse)
- P_{inf} : Phosphore à l'affluent (g P/kg biomasse)
- P_{nt} : Phosphore non incorporé à la biomasse (g P/kg biomasse)
- P_{SRS} : Phosphore total capté par de SCS (g P/cycle de production)
- P^*_{SRS} : Phosphore total capté par de SCS ne provenant pas du sol de l'étang (g P/cycle de production)
- P_w : Rejets totaux en phosphore (g P/cycle de production)
- o- PO_4 : Orthophosphates (g P/L)
- P : Phosphore (kg P)

- PAPE : Piège à phosphore extensif
- q_e : Masse de phosphore adsorbée sur un substrat (g P/g substrat)
- Q : Débit (m^3/d) (*flowrate*)
- R : Constante des gaz parfaits ($kJ\ mol^{-1}\ K^{-1}$)
- rpm : révolutions par minute
- s : Densité relative des particules
- SCS : Système de captage des sédiments. Correspond au SRS
- SRS : *Sediment retention system*. Correspond au SCS
- STRADDAQ : Stratégie de développement durable en aquaculture en eau douce au Québec
- t : Tonne métrique
- T° : Température ($^\circ C$, K)
- TFAEDQ : Table filière de l'aquaculture en eau douce du Québec
- TS : Matières totales (g /L) (*total solids*)
- TSS : Matières totales en suspension (mg/L) (*total suspended solids*)
- TVS : Matières volatiles totale (g /L) (*total volatile solids*)
- V_h : Vitesse d'entraînement de particules (m/s ou m/h)
- v_s : Vitesse de sédimentation des particules (m/s)
- W : Puissance (watt)

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

1.1 Problématique des activités piscicoles d'eau douce au Québec

La production aquacole en eau douce au Québec s'est chiffrée en 2005 à plus de 11 M\$ (CAN), correspondant à un volume de 1259 tonnes de poissons vendus. Atteignant une production maximale de 2411 tonnes par an en 1999, cette industrie a toutefois connue une baisse importante de sa production à partir des années 2000, principalement en raison des contraintes environnementales imposées par le gouvernement du Québec (MAPAQ, 2005).

Les exploitations piscicoles représentent une source significative de polluants organiques dans les milieux récepteurs. Ces rejets sont estimés à 100-150 g N/d d'azote ammoniacal et 20-60 g P/d de phosphore (Boaventura et al.1997). Au Québec, la concentration en phosphore des effluents piscicoles à été estimée en moyenne à 0,30 mg P/L en été et 0,16 mg P/L en hivers (Ouellet, 1999). De façon générale, une entreprise piscicole moyenne au Québec rejetterait entre 7 et 8 kg de phosphore par tonne de poisson produit. Dans les cours d'eau récepteur, les concentrations normatives en phosphore, établis à 0,02-0,03 mg P/L, sont d'ailleurs fréquemment dépassées en période estivale (MENV, 2002, Ouellet, 1999). Le phosphore est reconnu comme l'un des élément limitant des milieux aquatiques pour l'apparition des phénomènes d'eutrophisation (Painchaud, 1997). Pour limiter l'impact des rejets en phosphore, l'industrie aquacole du Québec s'est ainsi dotée d'un plan d'intervention visant à réduire à 4,2 kg de phosphore rejeté par tonne de poisson produit d'ici 2014, ce qui correspond à 40% des rejets de 2000. Des 104 établissements piscicoles en eau douce du Québec, 90 produisent moins de 25 tonnes par an et 75 % ont une régie de production en étangs (Morin, 2004).

Le phosphore des effluents piscicoles provient principalement des excréctions des poissons et des restes de moulée non consommée (Bureau & Cho, 1999; Thorpe & C, 1995). Ainsi, afin de réduire les rejets en phosphore à la source, des efforts ont été apportés au cours des dernières années dans le but d'améliorer les méthodes d'apport des moulées et accroître la digestibilité de celles-ci (Azevedo, Cho, Leeson, & Bureau, 1998; Sugiura, Raboy, Young, Dong, & Hardy,

1999; Thorpe & C, 1995). Des développements récents ont également permis de développer des moules favorisant la formation de fèces plus denses qui optimisent leurs décantations (Brinker, 2007; Brinker, Koppe, & Rosch, 2005).

Les débits d'eau importants que requiert la production piscicole induisent une dilution massive des charges polluantes, ce qui rend le traitement des effluents difficile à réaliser (Redding, Todd, & Midlen, 1997). Par conséquent, les stratégies qui sont généralement proposées pour réduire les émissions de polluants s'appuient sur la gestion des déchets solides, que l'on appelle aussi les boues piscicoles. Malgré une grande variabilité dans les données présentées dans la littérature, il est généralement reconnu que 50 à 80% du phosphore est excrété du poisson sous forme particulaire (Bergheim et al., 1993; Cripps et al., 2000; Foy and Rosell, 1991). D'autre part, des études en laboratoire ont montré que plus de 25% du phosphore total contenu dans les fèces est remis en solution en moins de 24 heures (Garcia-Ruiz & Hall, 1996).

Dans l'objectif de capturer les matières en suspension avant leurs décharges dans l'environnement, plusieurs stratégies de filtration de l'effluent ont été proposées jusqu'à présent (Bergheim & Brinker, 2003; Boyd, 2003). True et al. (2004) ont cependant démontré que des matières en suspension de taille supérieure à 100 µm peuvent être séparées par simple décantation. Certains auteurs ont d'ailleurs obtenu entre 30 et 85% d'enlèvement du phosphore total avec l'utilisation de systèmes de sédimentation (Cripps & Bergheim, 2000). Les études menées au Québec sur des étangs de sédimentation ont par ailleurs démontré des niveaux d'enlèvement de MES de l'ordre de seulement 10 à 20% (Ouellet, 1999).

Une étude de caractérisation menée par Sanchez en 2008 a démontré que 17 à 73% des boues d'étang s'accumuleraient dans une zone d'environ 4m² sous l'aérateur d'un étang de production piscicole. Des observations semblables ont d'ailleurs été faites et divulguées par plusieurs producteurs du Québec. Un système capable de récupérer de façon séquentielle les boues accumulées sous les aérateurs serait donc une solution à considérer en alternative aux vidanges annuelles des étangs conventionnellement effectuées.

Cette étude s'est déroulée dans le cadre d'un projet de recherche Stratégique du CRSNG intitulée '*Captage des matières particulaires d'effluents piscicoles, traitement des boues par lit de séchage à macrophytes et déphosphatation par piège à phosphore extensif*' présentée par le département de Génie Civil de l'École Polytechnique de Montréal. Le projet a été réalisé en coopération avec le MAPAQ et une entreprise piscicole répondant aux critères recherchés.

1.2 Hypothèses

Première hypothèse :

Un système de récupération des sédiments positionné sous les aérateurs des étangs de production piscicole avec vidanges séquentielles permet d'atteindre les objectifs de rejet de 4,2 Kg de phosphore par tonne de poisson produit.

Justification de l'originalité : Les capacités de récupération des sédiments d'un système conçu à cette fin et positionné sous un aérateur d'un étang de production aquacole n'a jamais fait l'objet d'étude antérieurement.

Seconde hypothèse :

Le phosphore associé aux sédiments d'un étang en terre peut prendre une part importante dans le bilan de phosphore effectué.

Justification de l'originalité : Peu d'études ont été réalisées sur le rôle des sédiments dans la fixation de phosphore dans un contexte d'étang de production piscicoles constitué de terre.

1.3 Objectifs

Objectif général : Concevoir et étudier les performances d'un dispositif de récupération des sédiments positionné sous un aérateur d'un étang de production piscicole avec opérations de vidanges séquentielles.

Objectifs spécifiques :

- 1- Quantifier les volumes de sédiments recueillis et leurs variations au cours d'un cycle de production.
- 2- Caractériser la nature des sédiments.
- 3- Effectuer un bilan global de la quantité de phosphore captée par tonne de poisson produit.

CHAPITRE 2

REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Situation de l'aquaculture en eau douce au Québec

2.1.1 Bref historique

La production de salmonidés a toujours été au cœur de l'industrie piscicole du Québec. Celle-ci a débuté vers la fin du 19^e siècle avec l'élevage de l'omble fontaine et du saumon de l'atlantique principalement afin de combler les stocks déficients des cours d'eau de la province (Morin 2007). Le marché de l'ensemencement est demeuré le principal créneau de l'industrie jusqu'en 1998. A partir de cette date le marché de la consommation (ou de la table) est devenu prédominant.

L'émergence dans les années 1980 du marché de la consommation a propulsé le développement de nouvelles entreprises de production et la création des structures propres à l'industrie. Ainsi en 1993 est née la table filière de l'aquaculture en eau douce du Québec (TFAED), ayant pour mandat de dynamiser l'industrie par la mise en œuvre de projets de développement entre partenaires. Cet organisme regroupe les intervenants des marchés de la consommation et de la pêche, les ministères et autres organismes de financement public.

2.1.2 Contraintes et défis de l'industrie

Les problématiques d'eutrophisation des plans d'eau naturels reliées aux activités piscicoles ont forcé le Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) à imposer des restrictions à l'exploitation. Déposé en 1999, les lignes directrices du MDDEP imposent des mesures pour réduire les quantités d'eau puisées à partir d'un écoulement de surface ainsi que l'émissions de certains polluants. Des contraintes de rejet pour les matières en suspension ainsi que pour le phosphore ont entre autre été appliqués. Le respect de zones tampons entre les sites de production et les plans d'eau environnant ainsi que la disposition de

bassins de sédimentation des effluents avant leurs rejets font parti des principales mesures imposées (Morin, 2006).

En vertu de la Loi sur la qualité de l'environnement, un certificat d'autorisation délivré par le MDDEP est nécessaire pour établir et exploiter une entreprise de production piscicole ou un étang de pêche.

Pour répondre à ces directives, une entente a été signée entre l'Association des aquaculteurs du Québec (AAQ), le Ministère de l'Alimentation, des Pêches et de l'Agriculture du Québec (MAPAQ) et le MDDEP afin de promouvoir le développement de l'industrie aquacole dans l'harmonisation de normes environnementales. Cette entente nommée Stratégie de Développement Durable de l'Aquaculture du Québec (STADDAQ) s'est ainsi imposée une limite de rejets moyens annuels de 4,2 kg de phosphore par tonne de poisson produit à atteindre d'ici 2014 (AAQ *et al.*, 2003).

2.1.3 Données de production piscicole

La production de l'aquaculture en eau douce du Québec a été en progression jusqu'en 2000. La croissance de la demande sur le marché de la table ainsi que des aides financières du gouvernement ont encouragé le développement de l'industrie dès les années 1980 (Morin 2007). Ainsi, la production piscicole est passée de 310 à 1330 tonnes par an de 1980 à 1990 (Figure 2.1). Cette croissance a atteint son apogée en 1999 avec une production annuelle de 2200 tonnes.

A partir des années 2000 la production piscicole Québécoise a subi un déclin important. La mise en application de normes environnementales plus strictes et des conjonctures économiques défavorables ont entraîné la fermeture de plusieurs entreprises ainsi que des baisses de production. En trois ans, de 2000 à 2003, la production annuelle a chuté de plus de 36% pour s'établir à 1400 tonnes par an, un niveau comparable à celui du début des années 1990.

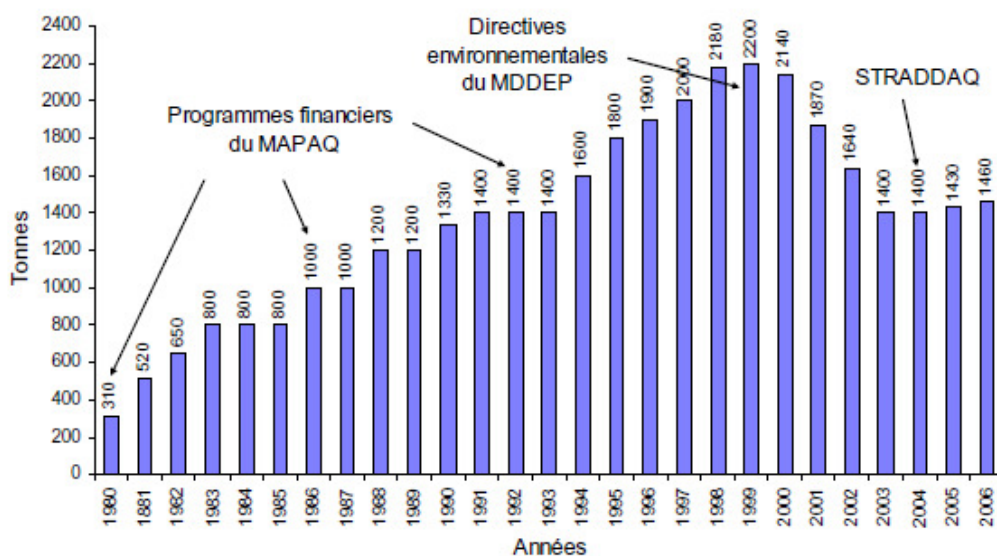


Figure 2.1 Production piscicole au Québec (Morin, 2007).

En 2006, l'omble de fontaine et la truite arc-en-ciel ont représenté près de 52 et 46% respectivement de la production piscicole en eau douce du Québec. Pour cette même année, 870 tonnes de poissons ont été produites pour l'ensemencement tandis que le marché de la table représentait 490 tonnes.

2.1.4 Portrait des entreprises

Selon les données de 2006 recueillies par le MAPAQ environ 85% des entreprises piscicoles de la province avaient une production annuelle de moins de 25 tonnes. Les exploitations de 5 tonnes et moins représentaient environ 42% du total des entreprises. Seules 7 entreprises, représentant 8% de l'ensemble, ont actuellement des productions supérieures à 50 tonnes par an. Ainsi, la grande majorité des exploitations du Québec sont des petites et moyennes entreprises. Celles-ci produisant généralement dans des étangs en terre simplement excavés dans un sol peu perméable.

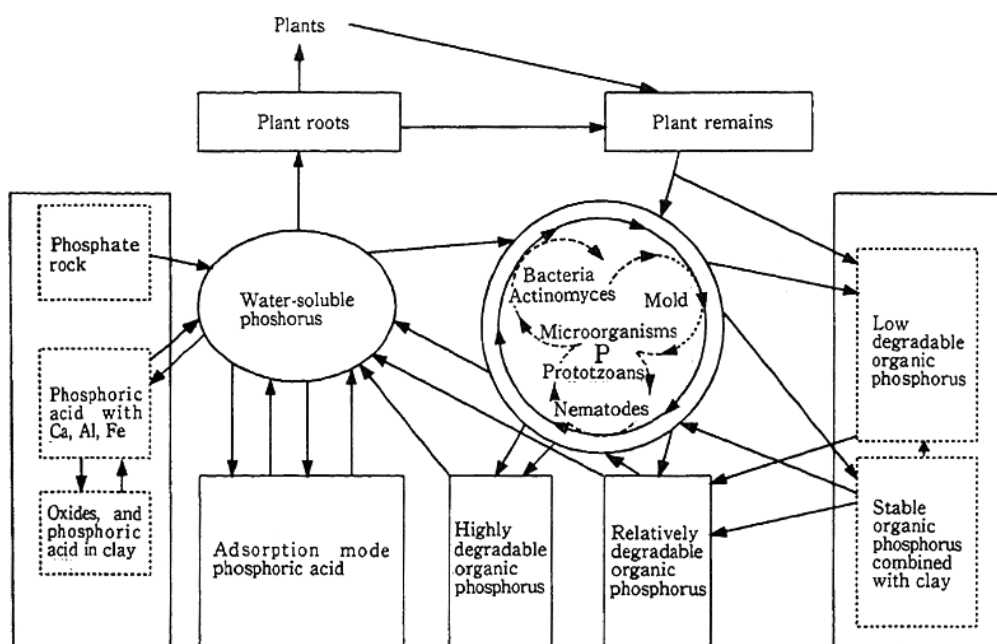
Pour l'ensemble des exploitations, l'alimentation en eau provient à 65% d'écoulements de surface et à 35% de nappes souterraines. L'utilisation de sources d'eau souterraine engendre des coûts supplémentaires puisque qu'un pompage en continu est nécessaire. Cependant, cette eau a l'avantage d'être à température constante malgré les saisons et d'être exempte de la plupart des pathogènes retrouvés dans les eaux de surface.

2.2 Le phosphore dans l'environnement

Le phosphore se retrouve sous plusieurs formes dans les sols et les systèmes aquatiques. Une schématisation du cycle du phosphore est présentée à la figure 2.2. Cet élément ne se présente jamais sous forme de gaz. Dans l'atmosphère, celui-ci sera plutôt lié à des particules de poussière.

Dans les milieux terrestres, une grande variété de cristaux et de composés minéraux peuvent contenir du phosphore. On pourra citer ici les apatites ainsi que la vivianite. Le phosphore est présent dans tous les types de sol. Composante essentiel du cycle de la vie, le phosphore est incorporé aux organismes végétaux et microbiologiques et est réintégré au sol lors de leur décomposition (Brady et Weil, 2004).

Dans les milieux aquatiques, le phosphore est lié à des fractions minérales et organiques de sources variées. L'élément sera échangé entre les différents compartiments du système sous sa forme soluble (vanLoon et al., 2000). Le phosphore dissout est composé d'orthophosphates ($H_nPO_4^{(3n)-}$, n pouvant prendre des valeurs de 0 à 3) à différent degré de protonation en fonction du pH. La disponibilité du phosphore dans les sédiments est fonction des conditions physico-chimiques du milieu (pH, potentiel redox, etc.) et de la présence de certains minéraux (Fe, Al, Ca).



(Modified slightly from Chauhan, et al)

Figure 2.2 Schématisation du cycle du phosphore comprenant les différents compartiments de l'environnement. Source : <http://www.env.go.jp/en/>

2.3 L'eutrophisation

L'azote et le phosphore sont des éléments essentiels à tout organisme vivant. Ces éléments sont des constituants obligés des protéines, enzymes, acides nucléiques, membranes cellulaires et autres composantes liées à la photosynthèse. Les formes disponibles en N et P pour la biomasse se retrouvent habituellement en faibles concentrations dans les écosystèmes aquatiques (vanLoon et al., 2000). Ces écosystèmes se maintiennent généralement dans un équilibre où l'azote et le phosphore nécessaires aux organismes photosynthétiques sont fournis par l'activité des micro-organismes.

Les activités humaines sont les principales causes du déséquilibre des écosystèmes. Celles-ci entraînent en effet des concentrations élevées en polluants et en déchets organiques dans les

milieux récepteurs. Au Canada, l'agriculture a été identifiée comme la principale source de rejet en phosphore. Les rejets en phosphore de cette industrie ont été estimés à plus de 56 000 tonnes par an en 1996 (Chambers et al., 2001). Viennent en suite les rejets des municipalités et des industries avec environ 9 800 et 2000 tonnes de phosphore par an respectivement estimé pour 1996. Au Québec, seulement 0,03% (10 tonnes par an) des rejets totaux en phosphore de la province seraient associés aux activités aquacoles (Chambers et al., 2001).

L'enrichissement du milieu en éléments nutritifs se traduit en premier lieu par la prolifération excessive d'algues et de phytoplanctons (Smith et al, 1999). L'eau devient ainsi moins perméable au passage de la lumière. De plus, la décomposition de fortes concentrations en matière organique induit la diminution de la concentration en oxygène du milieu. Lorsque sévère, cette dégradation de l'habitat aquatique conduit à une baisse de la biodiversité vers un état de stérilité du système (Smith et al, 1999). Cette dépréciation de la qualité des eaux peut rendre ces dernières impropres à la consommation ou à la baignade. Les coûts sociaux d'une telle problématique sont donc considérables.

Stumm et Morgan (1996) proposent un bilan massique du phosphore dans les lacs intégrant chaque compartiment du système. Ainsi, pour chaque milligramme de phosphore entrant dans un lac en état de stagnation hydraulique, 0,8 mg serviront directement à la synthèse de 100 mg (base sèche) d'algue (Figure 2.2). Cette quantité d'algue entraînera la consommation de 140 mg d'oxygène en solution. De la minéralisation du phosphore organique, 0,6 mg s'accumuleront dans l'hypolimnion, 0,2 mg seront adsorbés par les oxydes métalliques des sédiments (Fe^{3+} , Al^{3+} , etc.) et 0,2 mg seront remis en solution et réutilisés directement.

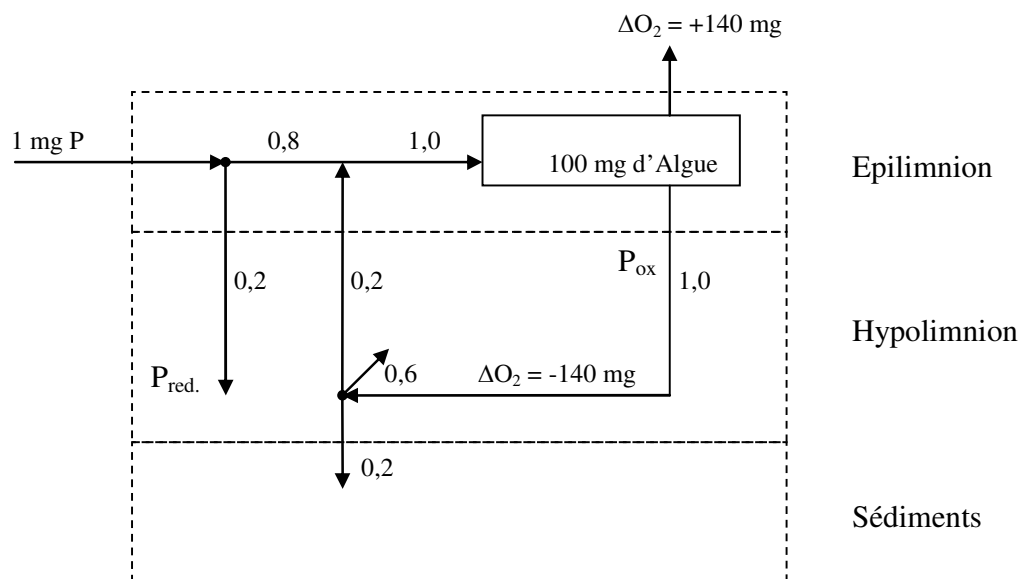


Figure 2.3 Schéma simplifié de la transformation d'un milligramme de phosphore dans un lac. Chaque fraction est exprimée en milligramme. Adapté de Stumm et al. (1996).

2.4 Caractérisation du phosphore des rejets piscicoles

Le phosphore des effluents piscicoles provient essentiellement des apports de moulée nécessaire à la croissance des poissons. Le phosphore se retrouve majoritairement dans les structures osseuses et cartilagineuses ainsi que dans les écailles. Il participe également aux processus métaboliques intégré sous formes protéiniques, lipidiques ou d'hydrates de carbone (Ackerfors, 1995, Lall, 1991).

Les besoins en phosphore chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) représentent entre 0,4 et 0,6% des apports massiques totaux de la moulée (Lall, 1991, Rodehutschord, 1996). Ceci dit, l'efficacité d'utilisation du phosphore se situerait entre 20 et 55 % selon Dorsat (1992) et Azevedo et al. (1998). Pour une diète à 0,6% en P, Rodehutschord et al. (1996) ont évalué un taux de rétention de près de 60% chez la truite arc-en-ciel.

L'assimilation du phosphore contenu dans la moulée est grandement liée aux composantes qu'elle renferme (Lall, 1991). L'acide phytique par exemple, principale source de phosphore des semences végétales, est peu assimilable par les organismes monogastriques comme le poisson. Ceux-ci ne possèdent effectivement pas l'enzyme nécessaire, la phytase, pour hydrolyser la molécule (Cho et Bureau, 2001). D'autres ingrédients tel les farines de poisson, les sous-produits animal ou des substances inorganiques peuvent également intégrer les moulées. La digestibilité de ces ingrédients est susceptible de varier de façon significative en fonction de leur solubilité et des prétraitements opérés (Rodehutsord, 1996).

Par conséquent, le contenu en phosphore des moulées commerciales est supérieur aux besoins réels du poisson (McDaniel et al., 2005). Ces dernières contiennent généralement entre 1,0 et 1,2% de P (Lellis, 2004). Pour répondre aux problématiques de rejets, les formulations de moulée ont cependant évoluées ces dernières années afin de fournir une diète à teneur réduite en P (0,8-1,0% P) (Cho et Bureau, 2001). Les moulées disponibles sur le marché sont par ailleurs très variables quant à leur formulation comme leur digestibilité (Lall, 1991).

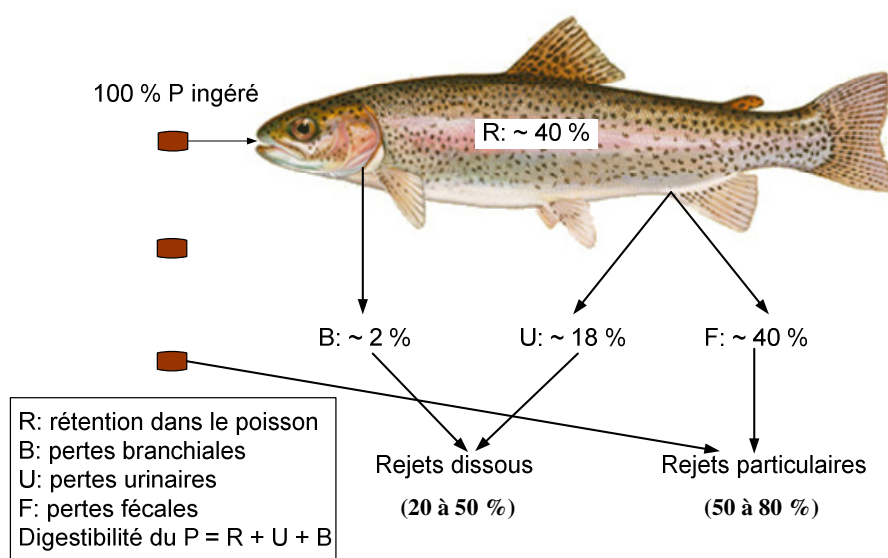


Figure 2.4 Partitionnement des rejets en phosphore chez la truite.

Adapté de Ouellet (1999).

Le phosphore consommé en excès est principalement excrété dans l'urine et les fèces ainsi qu'à plus faible proportion par les branchies (Dosdat, 1992). La forme de phosphore excrété, particulaire ou soluble, est cependant très variable d'une étude à l'autre (Ouellet, 1999). Cette variabilité serait le fruit des différents ingrédients utilisés dans les moulées qui comme mentionné ci-haut ont une influence considérable sur l'assimilation des nutriments. La moulée non consommée constitue une autre source de rejet non négligeable. En fonction des pratiques d'alimentation, les quantités de moulée réellement ingérées par les poissons peuvent grandement varier (Cripps et al., 2000). En dépit de toutes ces considérations, il est communément accepté que 50 à 80% du phosphore des rejets se retrouvent sous forme particulaire (Bergheim et al., 1993; Cripps et al., 2000; Foy and Rosell, 1991).

D'autre part, la fraction du phosphore lié aux matières solides est susceptible d'être converti sous forme soluble par divers phénomènes dont l'hydrolyse. Cette solubilisation du phosphore peut d'ailleurs s'avérer très rapide. Chez la truite arc-en-ciel, Garcia-Ruiz et al. 1996 ont démontré que 25 et 60% du phosphore compris dans les fèces et les particules de moulée respectivement étaient solubilisés en moins de 24 heures. Cette dissolution, rapide dans les premières heures, peut se poursuivre pendant plusieurs jours. Des résultats semblables ont été obtenus dans une seconde étude où plus de 35% de la perte en phosphore des fèces durant une période de 7 jours s'est produit au cours des 24 premières heures (Stewart et al. 2006). McIntosh et al. (2004), quant à eux ont évalué toujours chez la truite arc-en-ciel un taux de dissolution du phosphore des fèces de $0,96 \text{ g PO}_4 \text{ h}^{-1}$ à 14°C .

2.5 Stratégies de traitements des rejets

Plusieurs ont été menées afin de proposer des moyens de réduire la charge en polluants des effluents piscicoles. Les stratégies présentées dans cette section s'adressent cependant davantage à l'abattement des matières solides des rejets.

2.5.1 Réduction à la source

L'alimentation des poissons est la principale source de polluants des systèmes de production piscicoles (Bergheim & Asgard, 1996). Les rejets en matières solides sont principalement dus aux ingrédients peu digestes ou totalement indigestes entrant dans la composition des moulées. Ces ingrédients non digérés sont généralement les féculents et les fibres (cellulose, hémicellulose, sucres complexes, lignine, etc.) provenant des grains et autres tissus de végétaux (Cho et al., 2001). Les fractions minérales des divers ingrédients contribuent également à faire augmenter les quantités de fèces produites. Plusieurs efforts ont donc été apportés ces dernières années afin d'améliorer la digestibilité des moulées. Une alimentation à haute teneur en hydrates de carbone simples, en protéines et en lipides, contenant peu de fibre et autres ingrédients peu digestes, est l'orientation suggérée dans le développement de nouvelles formulations de moulée (Cho et al., 2001).

La proportion en phosphore a également évolué au cours des années. En 1990, les moulées étaient constituées d'environ 1,3 à 1,5% en P (MacMillan et al., 2003, Sindilariu, 2007). Des travaux sur la disponibilité du P et une contrainte accrue au niveau des rejets en P ont fait en sorte d'améliorer les moulées. De nouvelles formulations ont ainsi été développées par les fournisseurs avec des concentrations en P de moins de 1%.

Une série de mesures sont proposées par Brinker et al. (2005) et MacMillan et al. (2003) afin de minimiser les charges polluantes des piscicultures commerciales. Ces mesures sont résumées comme suit :

1. Optimiser l'alimentation des poissons par des formulations améliorées de moulée et de bonnes pratiques d'apport :
 - a. L'approvisionnement en moulées à digestibilité accrue.
 - b. L'usage de moulée dont le ratio hydrates de carbones/protéine est élevé. Celles-ci permettent de maintenir des niveaux réduits d'ammoniac en solution.
 - c. L'utilisation de moulées flottantes distribuées par un système d'alimentation automatisé. L'apport en moulée doit s'effectuer préférablement en amont des bassins.
2. Fournir une eau de bonne qualité.
3. Maintenir une concentration optimale en oxygène dissout. Ceci afin d'éviter les facteurs de stress du poisson et de permettre une bonne alimentation. Les doses d'oxygène doivent être maintenues au dessus de 6,5 mg/L.
4. Améliorer la régie de production en limitant les densités de poissons, en respectant les débits préconisés et en limitant la concentration des matières en suspension.
5. Disposer de zones de sédimentation des solides et s'assurer du maintien de leurs performances.
6. S'assurer de la bonne santé générale du cheptel afin d'éviter les stress, d'assurer une alimentation optimale et ainsi minimiser les excréments des poissons.

2.5.2 Traitement des effluents

Les effluents des bassins ou d'étangs de production piscicole sont souvent caractérisés par des débits importants et de faibles concentrations de matières en suspension. Le traitement des solides est néanmoins nécessaire afin de respecter les normes de rejets s'appliquant dans plusieurs pays. Les procédés les plus couramment utilisés peuvent être divisés en deux catégories, d'une part les méthodes gravitaires et d'autre part les méthodes mécaniques (Cripps et al. 2000). L'efficacité du procédé de traitement utilisé sera fonction de la nature des solides en suspension (Figure 2.4).

Dans les stations de production commerciale, les deux méthodes les plus couramment utilisées sont la sédimentation et la filtration sur microtamis.

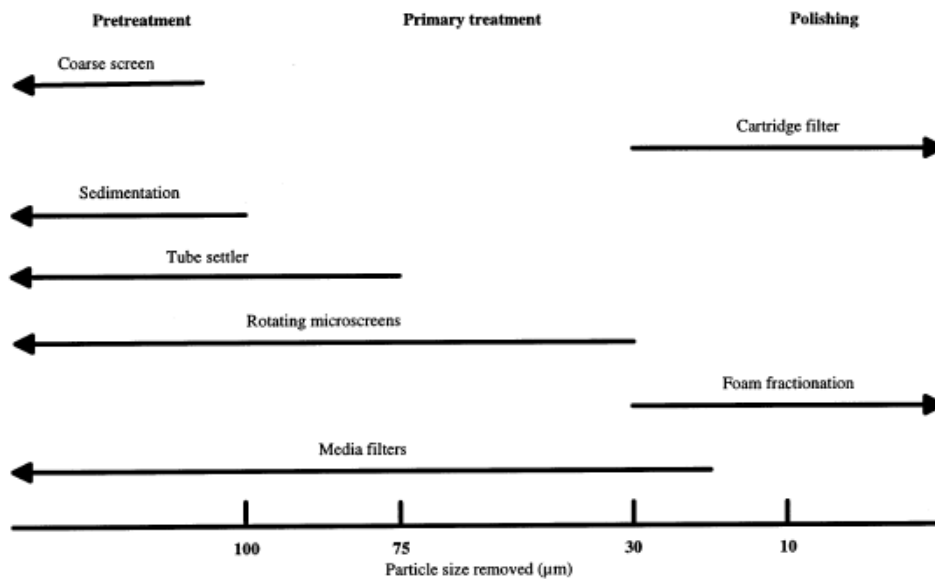


Figure 2.5 Méthodes de traitement applicables en fonction de la taille des particules en suspension.

Adapté de Chen et al. (1994)

2.5.3 Traitement par sédimentation

Les unités de sédimentation sont généralement conçues pour minimiser la turbulence ainsi que la remise en suspension des solides (Metcalf & Eddy, 2003). Le dimensionnement des bassins de sédimentation s'appuie sur la charge surfacique exprimée en $\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Pour les eaux usées domestiques, la charge surfacique considérée pour un décanteur primaire est de l'ordre de 1,3 à $2,0 \text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Metcalf & Eddy, 2003). Dans le cas des effluents aquacoles, les études menées sur plusieurs installations ont déterminées des charges surfaciques optimales variant de 1 à $3 \text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ (Henderson et al., 1988 ; Mudrak, 1981 ; Bergheim et al., 1998). Dans le cas des productions en 'raceway', une zone de sédimentation est laissée en aval des bassins. Le dimensionnement de cette zone est basé sur une charge surfacique d'environ $34 \text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Stechey et Trudell, 1990).

Un étang de sédimentation convenablement conçu est capable de réduire les MES de 80 à 90% et de 60 à 70% du phosphore (Stechey et Trudell, 1990). Pour que ces performances soient atteintes, certains critères de conception doivent cependant être respectés. Dans leur document de référence, Stechey et Trudell (1990) proposent des indicatifs de profondeur de bassin, de temps de rétention et de charges surfaciques à respecter. Des conceptions particulières pour les structures d'entrée et de sortie des eaux sont également détaillées. Les études menées au Québec par Ouellet (1999) sur divers étangs de sédimentation présentes plutôt des niveaux d'enlèvement de MES de l'ordre de 10 à 20%. Aucune relation n'a toutefois été faite entre ces performances et l'hydrodynamique des étangs étudiés.

2.5.4 Traitement par microfiltration

Les systèmes de microfiltration les plus communément employés pour le traitement des effluents aquacoles sont les filtres à disques et les filtres à tambours (Cripps & Bergheim, 1997, 2000; Bergheim & Brinker, 2003; Rösch et al. 2003). Les filtres à disques consistent en une série de plusieurs disques filtrants positionnés perpendiculairement à l'écoulement des eaux. Les filtres à tambours quant à eux sont constitués d'un ou de plusieurs filtres cylindriques rotatifs. L'écoulement des eaux usées s'effectue par le centre du cylindre et les eaux traitées sont évacuées vers l'extérieur. La taille des pores des ces types de filtre varie habituellement entre 30 et 90 μm .

Les performances épuratoires obtenues avec ces systèmes sont très variables d'une étude à l'autre. Ainsi, les taux d'enlèvement des MES présentés diffèrent entre 20 et 65% pour des eaux peu chargées et entre 75 et à 99,5% pour des effluents plus fortement chargés (Bergheim et al. 1998 ; Brinker & Rösch 2005). Pour une filtration utilisant un tamis de 60 μm , Cripps et Bergheim (2000) ont obtenus des niveaux d'enlèvement de 67 à 97 % pour les MES, de 4 à 89 % pour l'azote total et de 21 à 86 % pour le phosphore total. Ici encore, les auteurs précisent que la variabilité des résultats étaient fonction de la concentration en polluant des eaux à traitées. D'autres facteurs pouvant faire varier les capacités de la microfiltration sont la

distribution des tailles des particules en suspension, la taille des pores du filtre et la gestion des rétro-lavages (Brinker & Rösch 2005).

Le traitement des effluents par microfiltration est très peu utilisé dans les élevages en étang du Québec. Ceci est principalement dû à la rigueur des opérations de maintenances et aux complications liées à la saison hivernale.

2.5.5 Gestion des boues d'étang

La gestion des solides des étangs de production du Québec se fait par l'utilisation d'étangs de sédimentation et dans la majorité des cas, par la vidange annuelle des boues sédimentées. Un rapport effectué par la STRADDAQ en 2005 affirme que près de 71% des producteurs effectuent le nettoyage annuel de leurs étangs d'élevage (MAPAQ, 2005). Ces vidanges s'effectuent généralement à l'aide d'une pelle mécanique.

La concentration en phosphores particulaire des boues diminue cependant avec le temps de résidence de ces dernières dans l'étang. Ainsi, sur une période de 6 mois, les boues accumulées peuvent perdre jusqu'à 50% de leurs contenus initiaux en phosphore (Mudrak, 1981). Le mode de gestion par vidange permettrait néanmoins l'enlèvement de près de 10 à 35 % des rejets en phosphore selon des études menées par le MAPAQ (Ouellet, 1999; Marcotte, 2008).

Les boues produites et recueillies dans les exploitations sont le plus souvent valorisées par épandage sur les terres agricoles. Des travaux réalisés par l'Ecole Polytechnique de Montréal et Institut de Recherche en Biologie Végétale (IRBV) de l'Université de Montréal développent depuis quelques années des solutions alternatives à l'épandage. Ainsi, des systèmes de lits de séchage à macrophytes seraient capables de traiter jusqu'à 50 kg de matières sèches par mètre carré par an (Liénard, 1999). Les lits de séchage sont couplés à des filtres de matériaux réactifs composés de scories d'aciérie pour le traitement du phosphore. Ces filtres ont démontrés des capacités d'abattement du phosphore de près de 80% d'un effluent de marais artificiel (Comeau, 2006).

2.6 Sédimentation des solides

2.6.1 Principes de sédimentation

Par définition, les matières passant un filtre de 2.0 μm sont considérées comme solubles (APHA, 2005). Metcalf et Eddy (2003) considèrent les particules colloïdales comme étant dans la gamme de 0,01 à 1 μm . Les feuillets d'argile comme la Kaolinite et l'Illite, les oxyhydriques de fer ainsi que les acides humiques forme des composés colloïdales couramment identifiés dans les eaux de surfaces (Metcalf et Eddy, 2003; Stumm et Morgan, 1996).

Les particules dont la densité est supérieure à celle de l'eau sont susceptibles de sédimenter. Il existe alors 4 types de sédimentation :

- Type I : la sédimentation des particules discrètes ; décrite par les lois de Newton et Stokes.
- Type II : La sédimentation de particules floculantes ; possible à des concentration de 50 à 500 mg MES/L pour les eaux usées (Grandjean, 2006).
- Type III : La sédimentation freinée ; se produisant à des concentrations de particules supérieure à 500 mg/L (Grandjean, 2006).
- Type IV : La sédimentation en compression de boues ; retrouvée au fond des unités de sédimentation dans la couche de boues accumulées.

La vitesse de sédimentation d'une particule en suspension sera fonction de ses caractéristiques physico-chimiques (taille, affinités électro-chimiques, densité, etc.) ainsi que de la viscosité du milieu dans lequel elle évolue (Grandjean, 2006). Pour les effluents piscicoles n'ayant pas subi de prétraitement, la vitesse de sédimentation des particules peut être estimée par la loi de Stokes (Chesness et al., 1975). Assumant des particules sphériques et un nombre de Reynolds inférieur à 1,0, la vitesse de sédimentation peut être exprimée comme suit (Metcalf et Eddy, 2003) :

$$v_s = \frac{g(\rho_p - \rho_w)d_p^2}{18\mu} \quad (2.1)$$

où :

v_s = vitesse de sédimentation des particules (m/s)

ρ_p = la densité de la particule (kg/m³)

ρ_w = la densité de la solution (kg/m³)

g = l'accélération gravitationnelle (9,81 m²/s)

d = le diamètre de la particule

La densité spécifique des boues piscicoles est normalement comprise entre 1,03 et 1,25 (Chen et al., 1993; Patterson et al., 2003 ; True et al., 2004) tandis qu'elle est autour de 2,5 à 2,75 pour particules de sol. Les vitesses de sédimentation des boues peuvent grandement varier en fonction de la distribution des tailles de particules. Ces vitesses peuvent ainsi varier entre 0,16 et 2,31 cm/s pour des rejets de truite arc-en-ciel (True et al., 2004).

2.6.2 Remise en suspension des solides

Une fraction importante des boues sédimentées peut être remise en suspension due aux mouvements engendrés par l'activité des poissons. De 60 à 90% des matières en suspension d'un étang de production peuvent provenir de particules précédemment sédimentées (Avnimelech et al., 1999).

Pour que le décollage d'une particule sédimentée se réalise, il faut que l'énergie cinétique due au mouvement turbulent soit du même ordre de grandeur que l'énergie potentielle des forces de gravité (Xuereb et al. 2006). La vitesse minimale pour la remise en suspension d'une particule peut être définie par la relation suivante :

$$V_h = \left[\frac{8k(s-1)g * d}{f} \right]^{1/2} \quad (2.2)$$

où :

V_h = vitesse d'entraînement de particules (m/s)

k = constante, fonction du matériau à être entraînée normalement entre 0,04 (sable unigranulaire) et 0.06 (matériau plus adhésive)

s = densité relative des particules

g = gravité, LT^{-2} (9,81 m/s^2)

d = diamètre des particules , L (m)

f = facteur de friction de Darcy-Weisbach, fonction de la surface d'écoulement et du nombre de Reynolds, normalement entre 0,02 et 0.03.

2.6.3 Cas particulier des étangs de production

Les travaux de caractérisation menés par Sanchez Barrios (2008) ont démontré que 17 à 73% des boues des étangs de production s'accumulent sous les aérateurs de surface (Figure 2.6.A). La zone d'accumulation estimée serait d'environ 4m^2 . Le type d'aérateur utilisé accroît le niveau d'oxygénation du bassin en projetant l'eau vers la surface de la manière d'une fontaine. Les débits de refoulement générés par l'aérateur utilisé dans cette étude ont été estimés à 1890 litres par minute, avec un moteur de 0,5HP (3450 rpm). L'étang étudié était d'une profondeur maximale de 1,4 m, d'une largeur de 7,8 m et d'une longueur de 24 m. La zone d'accumulation des boues créée autour de l'aérateur a représentée environ 4m^2 .

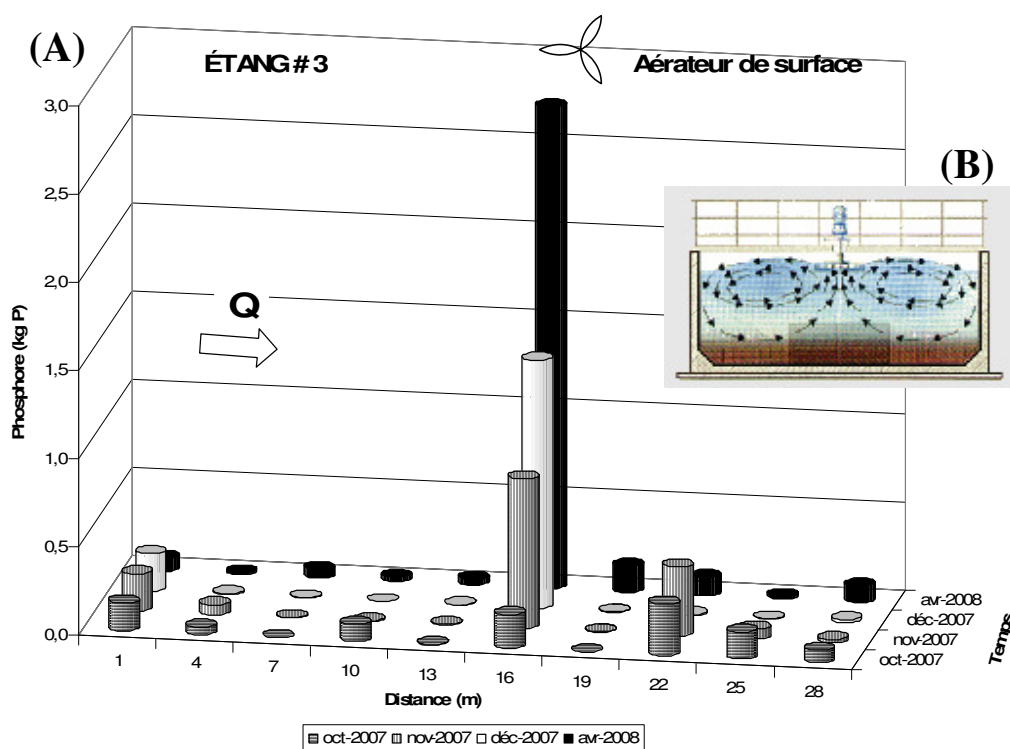


Figure 2.6 (A) : Distribution du phosphore dans un étang en terre (Adapté de Sanchez-Barrios (2008) ; (B) : Schématisation des lignes de courant générées par un aérateur de surface (Source : aimpumps.com.au).

L'hypothèse émise pour expliquer l'accumulation des boues peut être décrite par deux phénomènes. Dans un premier temps, l'appel d'eau généré par l'aérateur entraîne des particules de sa périphérie. L'hydrodynamique du système engendre une zone moins active sous l'aérateur (Figure 2.6.B). Ainsi, dans un deuxième temps, les particules déplacées sédimentent dans cette zone 'morte' sous-jacente à l'aérateur.

2.7 La nature des colloïdes argileux

Les particules d'argile contenues dans les sols et les sédiments sont considérées comme des colloïdes de part leurs tailles et leurs interactions avec le milieu (Brady et Weil, 2004). Généralement organisé en feuillets, les colloïdes argileux ont la caractéristique d'offrir une très grande surface réactionnelle de l'ordre de 10 à 800 m²/g considérant leurs surfaces externes et internes respectivement (Tableau 2.1).

Tableau 2.1 Propriétés physiques de certains colloïdes argileux et humiques. Adapté de Brady et Weil (2004)

Colloïdes	Types	Taille	Surface réactionnelle		Charge nette ^a
			externe	interne	
		μm	m^2/g		$cmol_c/kg$
Smectite	2:1 silicate	0,01-1,0	80-150	550-650	-80 à -150
Vermiculite	2:1 silicate	0,1-0,5	70-120	600-700	-100 à -200
Micas fins	2:1 silicate	0,2-2,0	70-175	-----	-10 à -40
Kaolinite	1:1 silicate	0,1-5,0	5-30	-----	-1 à -15
Gibbsite	oxydes d'Al	<0,1	80-200	-----	+10 à -5
Goethite	oxydes de Fe	<0,1	100-300	-----	+20 à -5
Humus	organique	0,1-1,0	variable	-----	-100 à -500

^aL'unité de centimol de charge par kg de colloïde est une mesure définie pour exprimer la capacité d'échange ionique (1 cmol_c/kg= 1 me/100 g).

Il existe plusieurs types d'argiles cristallines, une grande majorité de celles-ci sont toutefois composées à partir de deux structures tridimensionnelles de base ; Les feuillets tétraédriques et octaédriques. Les premiers sont formés de deux couches d'oxygène superposées sur une couche composée d'atomes de silice. Les feuillets octaédriques quand à eux sont des cristaux formés d'oxygène ou de groupes hydroxyles à six atomes renfermant un atome central

d'aluminium ou de magnésium (Figure 2.7). Des substitutions dites isomorphiques peuvent être attendues avec ce type de structure où les atomes centraux (aluminium/magnésium) sont remplacés par d'autres comme notamment le fer.

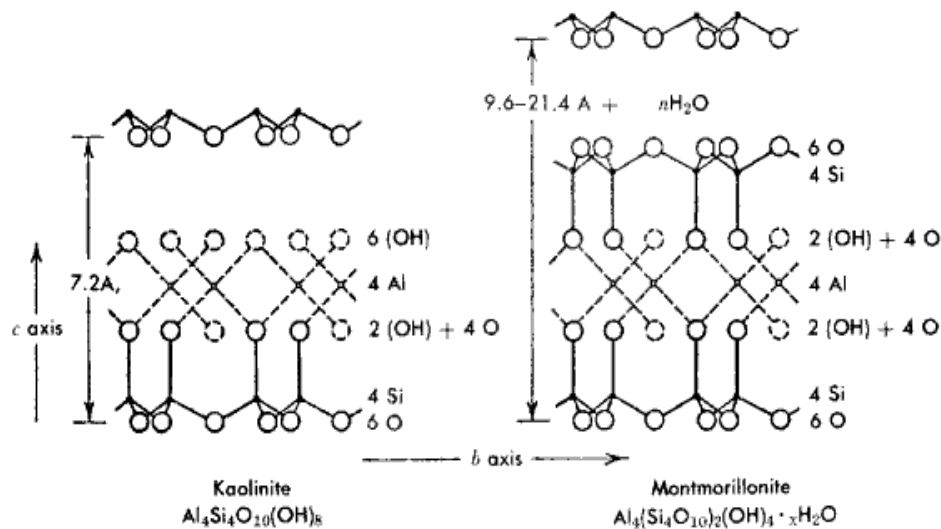


Figure 2.7 Organisation moléculaire des feuillets tétraédriques et octaédriques de la Kaolinite et de la Montmorillonite. Source : www.cals.ncsu.edu.

La composition chimique et l'organisation des feuillets d'argile induisent des charges surfaciques pouvant être importantes. Le plus souvent chargées négativement, les argiles peuvent ainsi adsorber et échanger des ions positifs tel les Al^{3+} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , H^+ sous forme hydraté (Brady et Weil, 2004). Les anions tel les phosphates sont également impliqués dans les mécanismes d'échange ioniques. Cependant, la nature des liens chimiques est ici plus importante énergétiquement puisqu'il s'agit de liaisons moléculaires directes. Le phosphore est ainsi plus fortement fixé aux colloïdes argileux que la plupart des ions cationiques hydratés retenus par simples ponts hydrogène.

2.8 Dynamique du phosphore dans les sols et les sédiments

Le phosphore est naturellement présent en faibles concentrations dans les aquifères et dans les milieux aquatiques. Cette condition résulte en partie de la capacité des oxydes métalliques, présents dans les sols et les sédiments sous forme de colloïdes, à retenir le phosphore (Brady et Weil, 2002). La fixation des phosphates est essentiellement réalisée par des mécanismes d'adsorption et de précipitation. Le fer, l'aluminium et le calcium sont les principaux ions impliqués dans ces phénomènes (Rhue et Harris, 1999). Les microorganismes jouent également un rôle dans l'immobilisation du phosphore. Ces derniers, de part leurs activités métaboliques, participent de façon significative à la régulation des flux de phosphore entre les différents compartiments des écosystèmes (Figure 2.8).

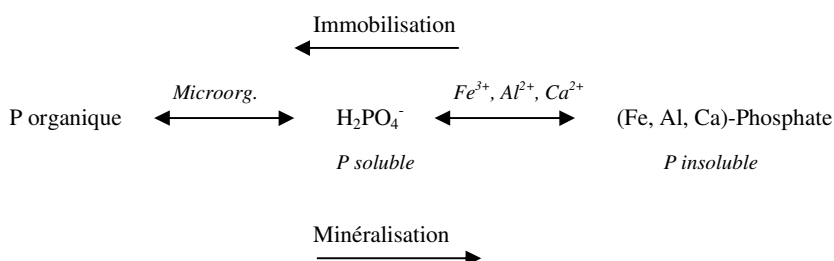


Figure 2.8 Schématisation simplifiée de la dynamique des phosphates dans les sols. Adapté de Brady et Weil (2002).

Les interactions entre les phosphates et les sols, ou les sédiments, ont été largement étudiées par le passé. Plusieurs travaux ont d'ailleurs tenté de proposer des modèles de classification des sols en fonction de leurs capacités à retenir le phosphore (Borggaard et al., 2004 ; Freese et al., 1992 ; Holford et al., 1976). La plupart de ces modèles s'appuient sur des critères physiques et chimiques de la nature des sols et en l'occurrence, aux concentrations en ions métalliques.

Le phosphore forme des composés plus ou moins stables avec les oxyhydroxydes métalliques et le calcium. La solubilité de ces précipités sera fonction des conditions physico-chimiques (potentiel redox, oxygène dissous, pH, etc.) du milieu. Les composés les plus couramment retrouvés dans les sols et les sédiments sont présentés au tableau 2.2.

Tableau 2.2 Précipités de phosphore communément retrouvés dans les sols et les sédiments d'eaux douces. Adapté de Brady et Weil (2002) et Pettersson et al. (1998).

Composés	Formules chimiques
Liés au fer et à l'aluminium	
Strengite	$\text{FePO}_4, 2\text{H}_2\text{O}$
Vivianite	$\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2, 8\text{H}_2\text{O}$
Variscite	$\text{AlPO}_4, 2\text{H}_2\text{O}$
Wavellite	$\text{Al}_3(\text{OH})_3(\text{PO}_4)_2$
Liés au calcium	
Phosphate monocalcique	$\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2, \text{H}_2\text{O}$
Phosphate dicalcique	$\text{CaHPO}_4, 2\text{H}_2\text{O}$
Phosphate tricalcique	$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$
Hydroxyapatite	$[\text{3Ca}_3(\text{PO}_4)_2], \text{Ca}(\text{OH})_2$
Apatite carbonatée	$[\text{3Ca}_3(\text{PO}_4)_2], \text{CaCO}_3$
Fluorapatite	$[\text{3Ca}_3(\text{PO}_4)_2], \text{CaF}_2$

2.7.1 Mécanismes de l'adsorption

L'adsorption se définit comme l'accumulation d'une substance, en l'occurrence les phosphates, à la frontière d'une interface solide-liquide. Les processus d'adsorption sont considérés réversibles et en fonction des conditions du milieu, l'équilibre tendra vers la fixation ou la solubilisation des phosphates (Rhue et Harris, 1999).

Dans les sols et les sédiments, les cinétiques d'adsorption des phosphates sont généralement caractérisées par une fixation initiale rapide pouvant être instantané ou de l'ordre de plusieurs minutes (Rhue et Harris, 1999). Vient ensuite un plafonnement des cinétiques où l'adsorption est dite 'lente'. Cette dernière phase peut se poursuivre ainsi durant des mois et est principalement engendrée par des processus de diffusion.

Les phases initiales et rapides de l'adsorption s'effectuent par échanges ioniques ainsi que par échanges de ligands. L'échange ionique s'opère par l'attraction électrostatique des phosphates sur des sites chargés positivement. Ces sites sont plus fréquemment situés sur les surfaces latérales des colloïdes argileux. Les échanges ioniques sont des réactions non spécifiques, rapides et réversibles.

L'adsorption est cependant principalement le fruit des échanges de ligands (Stumm et Morgan, 1996). Ces interactions impliquent le remplacement de molécules de OH^- des hydroxydes de surface par des phosphates. Ces réactions se produisent sur des sites correspondant à la présence d'oxyhydroxydes de fer ou d'aluminium. Ces échanges sur des sites très spécifiques en surface des colloïdes. Il existe trois groupes majeurs d'hydroxydes de surfaces, soit les groupes -ol, hydroxo- et aquo- (Figure 2.9). La charge des hydroxydes est fortement influencée par le pH de la solution (Rhue et Harris, 1999). Ainsi, des charges positives seront engendrées par de faible pH tandis que des pH élevés formeront des charges négatives.

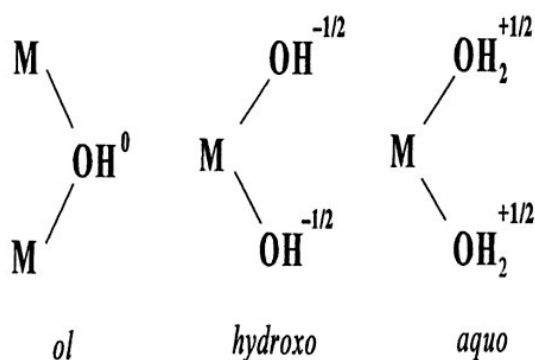


Figure 2.9 Trois groupes principaux d'hydroxyde de surface retrouvés en relation avec les oxyhydroxydes de fer et d'aluminium. La lettre M correspond à un ion métallique de Fe ou Al.

Par ailleurs, les cinétiques de désorption des échanges de ligands sont beaucoup plus lentes que celles de l'adsorption.

Pour des solutions fortement concentrées en phosphates, des phénomènes de précipitation peuvent être impliqués dans la minéralisation du phosphore (Boström et al., 1988). A l'instar de l'adsorption, la précipitation implique la formation d'une nouvelle phase solide par la combinaison de substances en solution (Stumm et Morgan, 1996). Dans la plupart des cas cependant, la précipitation est précédée par une première phase d'adsorption, ce qui rend les deux mécanismes difficilement dissociables. Les processus de précipitation sont par ailleurs limités lorsque la saturation des espèces n'est pas optimale.

2.8.1 Facteurs dominants de l'immobilisation du P

Les mécanismes régissant les flux de phosphore sont très complexes et dépendent d'une multitude de facteurs de l'environnement. Il existe cependant certains paramètres qui prédominent dans les cinétiques et les équilibres quand à la fixation du phosphore. Outre la nature des sols, ces facteurs sont (Holtan et al., 1988 ; Stumm et Morgan, 1996) :

- le pH
- le potentiel rédox
- La concentration en oxygène dissous
- la température
- la concentration en phosphates en solution
- la présence de matière organique
- l'activité microbienne.

Le pH est certainement l'un des facteurs les plus déterminent dans les phénomènes de fixation du phosphore (Boström et al., 1988; Gomez et al., 1999). Les ions Fer et aluminium sont insolubles à des pH au dessous de 5 mais leurs solubilités augmentent lorsque le pH s'élève au

dessus de 6. La fixation des phosphates par ces ions est corollairement plus importante à de faible pH. Pour des environnements possédant un pH au dessus 7,5, les phosphates précipiteront presque exclusivement avec le calcium. Les sels de calcium ont tendance à ce solubilisé à des pH au dessous de 7. De manière générale cependant, la fixation des phosphates est supérieure pour des pH faibles ou des pH élevés. Ainsi la fixation est minimale pour des pH compris entre 6 et 7 (Figure 2.10).

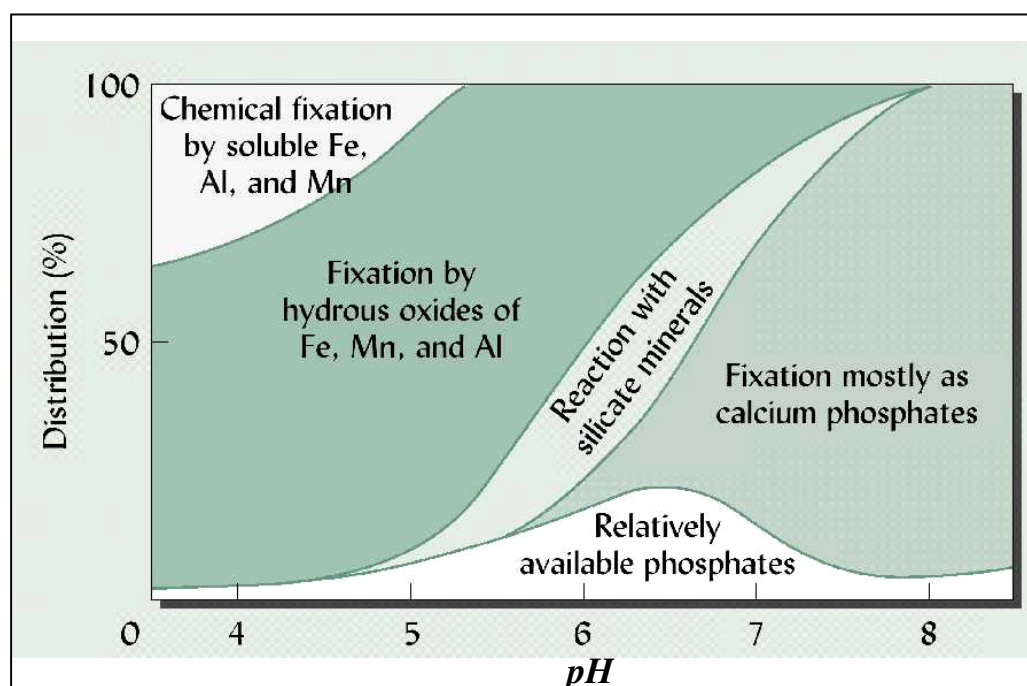


Figure 2.10 Influence du pH sur la fixation du phosphore. Source : <http://www.ic.ucsc.edu>

La précipitation du phosphore avec le calcium peut être importante dans des lacs où la dureté de l'eau et le pH sont élevés (Boström et al., 1988; Golterman, 1995). Le pH a d'ailleurs été identifié comme le principal facteur de la formation du $\text{CaCO}_3\text{-P}$ même pour de faibles concentrations en phosphore ($10\mu\text{g P/L}$) (Ishikawa and Ichikuni, 1981).

En règle général, l'adsorption du phosphore diminue lorsque le potentiel redox décroît. Ceci est principalement dû à la transformation du Fe^{3+} en Fe^{2+} (Holtan et al., 1988). La formation de Fe^{2+} soluble entraîne le relargage du phosphore lié (Stumm et Morgan, 1996). Le passage du

Fe^{3+} en Fe^{2+} se produirait, selon l'étude de Boström et al. (1988), à un potentiel redox de 200 mV. Cette frontière serait cependant dépendante du pH, passant de 50 à 150 mV pour des pH de 7 à 9 respectivement (Gomez et al., 1999).

Une variation de température de quelques degrés aura peu d'influence sur la fixation du phosphore. Cependant, il a été mesuré qu'une variation de la température de 15 à 20°C peut engendrer une augmentation de la capacité maximale d'adsorption du milieu de 10 à 30% (Berkheiser et al., 1980).

2.9 Isothermes d'adsorption

Les isothermes d'adsorption décrivent les états d'équilibre entre les formes dissoutes ou adsorbées des espèces en solution à une température donnée (Stumm et Morgan, 1996). Les isothermes ont d'abord été développés pour décrire l'adsorption des gaz sur des solides (Berkheiser et al., 1980). Ces dernières ont par la suite été adaptées avec succès pour l'étude des interactions entre le phosphore et les sols. Les isothermes les plus fréquemment employés à cette fin sont celles de Langmuir, Freundlich et Tempkin.

Isotherme de Langmuir:

L'équation de Langmuir considère l'adsorption sur des sites spécifiques d'une surface uniforme. Chaque site correspond à une seule interaction moléculaire et l'adsorption cesse lorsque les sites sont saturés. L'équation se décrit comme suit :

$$\frac{q_e}{Q} = \frac{bC_e}{1+bC_e} \quad (2.3)$$

avec

C_e : la concentration à l'équilibre de la solution en phosphates (mg P/L),

q_e : la masse de phosphore adsorbé (mg P/g sol),

Q: la capacité maximale d'adsorption du substrat à saturation (mg P/g sol),
 b: la constante relative à l'énergie de fixation des phosphates sur le substrat
 (L/mg P).

On obtient la linéarisation de l'équation comme suit:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{Q} + \frac{1}{bQ} \quad (2.4)$$

Isotherme de Freundlich:

L'isotherme de Freundlich s'applique adéquatement pour une très grande variété de sol (McGechan et al., 2002). Cette équation a cependant le désavantage de ne pas offrir de constante d'adsorption maximale comme l'on retrouve avec l'équation de Langmuir. L'équation de Freundlich est basée sur l'hypothèse d'une surface hétérogène où chaque groupe de site d'adsorption répond aux conditions de l'équation de Langmuir.

Cette équation s'écrit comme suit :

$$q_e = KC_e^{1/n} \quad (2.5)$$

où

q_e : la masse de phosphore adsorbé (mg P/g sol),

k: une constante empirique (mg P/g sol),

C_e : la concentration à l'équilibre de la solution en phosphates (mg P/L),

1/n: une constante empirique.

Isotherme de Temkin:

L'isotherme de Temkin développé à partir de l'équation de Langmuir a été largement utilisée dans l'étude de l'adsorption du phosphore par des sols (McGechan et al., 2002).

Celle-ci se présente comme suit :

$$\frac{q_e}{Q} = \frac{RT}{b} \ln(AC_e) \quad (2.6)$$

où

R: est la constante des gaz parfaits ($\text{kJmol}^{-1}\text{K}^{-1}$),

T: la température absolue (K),

A, b: des constantes empiriques,

q_e : la masse de phosphore adsorbé (mg P/g sol),

C_e : la concentration à l'équilibre de la solution en phosphates (mg P/L),

Q: la capacité maximale d'adsorption du substrat à saturation (mg P/g sol).

CHAPITRE 3

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Cette section est un complément au chapitre 4.2. du présent document. Elle vise à présenter les méthodes d'échantillonnage et d'analyse des résultats présentés dans la section 5.0.

3.1 Echantillonnages et analyses de l'eau de l'étang, de l'affluent et de l'effluent.

Les échantillonnages de l'affluent ont été effectués directement à partir de la conduite d'eau. Des récipients propres ont été utilisés à cette fin.

Les échantillons de l'eau de l'étang ont été prélevés à environ 30 cm de profondeur à différents points de l'étang. Un échantillon reconstitué à été utilisé pour les analyses.

Les prélèvement de l'effluent ont été fais à une profondeur d'environ 15 cm au niveau de la conduite d'évacuation.

Tous ces échantillons ont été transportés en glacière jusqu'au laboratoire où il ont été conservés à une température de 4°C.

Les analyses de température et de conductivité des eaux de l'affluent et de l'étang ont été effectuées à l'aide d'une sonde multiparamétrique de Horbita (Water checker U-10). Pour les analyses de l'eau de l'affluent, la sonde a été placée dans un récipient propre où l'eau de l'affluent convergeait avant son introduction dans l'étang. Dans l'étang, la sonde a été positionnée à environ 30 cm de profondeur au point central de l'étang.

Les analyses d'alcalinité et de dureté ont été réalisées conformément aux méthodes APHA 2320-B et 2340-C respectivement (APHA et al., 2005). Les matières en suspension ainsi que les matières volatiles en suspension ont été déterminées selon les méthodes décrites dans APHA et al. (2005). Le phosphore total des échantillons a été déterminé par la méthode QuickChem #10-115-01-1-C de Lachat Instruments (USEPA, 1983).

3.2 Analyses granulométriques des sédiments

Le prélèvement des sédiments du fond de l'étang a été effectué en différents points tels que décrits dans la section 4.2. Un échantillon reconstitué a été utilisé aux fins d'analyse.

Des spécimens représentatifs des sédiments provenant du fond de l'étang ainsi que de ceux recueillis dans le système de captage (SCS) ont été passés au four à 550°C pendant une période de 30 minutes.

Les analyses granulométriques ont été réalisées dans une solution de méthanol à l'aide d'un analyseur de particules de type LS 120 de Beckman Coulter.

3.3 Analyses de désorption du phosphore

Les sédiments ayant été utilisés pour les analyses de sorption et de désorption du phosphore ont été prélevés dans le fond du bassin tel que décrit dans la section 4.2. Des récipients de 500 ml ont été préparés avec de l'eau prélevé dans l'étang de production, préalablement filtré à 0,45 µm, et 10 g/l de sédiment. La concentration en phosphate de l'eau de l'étang a été analysée et considérée dans les calculs. A ces solutions ont été ajoutées, en duplicata, des concentrations en phosphore de 10, 50 et 100 mg P/L élaborées à partir d'une solution mère de 1 g P/L de K_2HPO_4 . Les solutions ont été agitées à une intensité de 150 rotations par minute pendant une période de 40 heures.

Les solutions ont ensuite été centrifugées à 10 000 rotations par minute pendant une période de 5 minutes. Suite à la centrifugation, le surnageant a pu être retiré. Celui-ci a été filtré à 0,45 µm pour l'analyse des phosphates en solution.

Les sédiments ont été retirés des tubes à centrifugation et remis en solution dans l'eau de l'étang préalablement filtré. Ces nouvelles solutions ont été agitées à une intensité de 150 rotations par minute pendant une période de 20 heures. Après cette période d'agitation, la concentration en phosphate des solutions a été analysée. Les concentrations en matière en suspension ont également été analysées.

L'ensemble des analyses en phosphates a été effectué en duplicata par la méthode colorimétrique à l'acide ascorbique (APHA et al., 2005). Les matières en suspension ainsi que les matières volatiles en suspension ont été déterminées selon les méthodes décrites par *Standard Methods For the Examination of Water & Wastewater* (APHA et al., 2005).

CHAPITRE 4

Minimizing Phosphorus Discharge from Aquaculture Earth Ponds by a Novel Sediment Retention System

Cette section présente l'essentiel des résultats obtenus de ce projet. Le texte, proposé sous forme d'un article scientifique, été soumis à la revue *Aquaculture Engineering* et est retranscrit tel que soumis. Celui-ci est composé de six sections distinctes présentées comme suit : l'introduction, les matériel et méthodes, les résultats, une discussion, des recommandations et enfin une conclusion.

Certains éléments de ce chapitre seront par ailleurs repris dans les chapitres 5, 6 et 7.

Philippe Lefrançois ^{a,*}, Jaume Puigagut ^{a,c}, Florent Chazarenc ^b, Yves Comeau ^a

^a *Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Ecole Polytechnique of Montreal.*
2500, chemin de Polytechnique, Montreal, (Quebec) Canada H3T 1J4

^b *École des Mines de Nantes.* 4, rue Alfred Kastler, La Chantrerie, B.P. 20722, F-44307 Nantes
Cedex 3, France

^c *Institut de recherche en biologie végétale, Université de Montréal,* 4101 Sherbrooke Est,
Montréal (Québec), Canada H1X 2B2

Abstract

Freshwater fish farms in Quebec are facing stringent phosphorus discharge limits of 4.2 kg P per tonne of fish produced. Most phosphorus in fish farm effluents is found in particulate form (uneaten food, feces, etc.). Physical separation systems such as microscreens, filter beds, Cornell-type circular tanks and settling tanks have been proposed to remove solids from raceway and recirculation fish farm effluents but these technologies are relatively expensive

and labour intensive for small pond based production facilities, as mostly found in Quebec. A novel sediment retention system (SRS), consisting of a 1 m³ truncated pyramid, was installed at the bottom of an earth pond, below a surface aerator. The objective of this study was to determine the feasibility of collecting and removing sediments by using the SRS and to determine its particulate phosphorus removal efficiency. Solids accumulated in the SRS were quantified and characterised weekly, for 10 weeks. Fish production, food supply, rain events and fish harvesting were also monitored over the course of the study period. The total solids (TS) accumulation rate in the SRS was, on average, 4.0 kg/d with a volatile solids fraction of 7.8% and the P accumulation rate was, on average, 12.4 g P/d. The P removal efficiency obtained with the SRS was 24% of the total P not taken up by fish (effluent P, P_{EFF}). Assuming that 50% of the P_{EFF} was in the particulate form, the removal efficiency of the SRS was 47%. Lab-scale results correlated with the P mass balance calculations to show that sediments from earth ponds can play an active role in the sorption of soluble phosphorus. Approximately 30% of the P removed from the SRS was attributed to previous sorption/precipitation of soluble P into inorganic forms. The Langmuir model fitted the sorption isotherm of phosphorus onto earth pond soil and the maximum sorption constant obtained was 1.3 mg P/g soil. Fish harvesting was identified as the main external factor affecting sediment and phosphorus accumulation in the SRS. It was concluded that an SRS located under the aerator surface is a suitable and efficient strategy to collect and remove particulate phosphorus generated from fish production in earth ponds.

Keywords: phosphorus removal, solids capture, fish farm.

List of symbols and acronyms

b :	empirical constant related to the binding strength of P (L/mg P)
C_e :	equilibrium concentration of P in solution (mg P/L)
f_{e-P} :	fraction of phosphorus in the pond earth (g P/g pond earth)
f_{S-P} :	fraction of phosphorus in the SRS sediments (g P/g sediment)
G_B :	overall increase in fish biomass during the production cycle (t fresh biomass/PC)
M_{SRS-I} :	total mass of inorganic solids in SRS sediments (g pond earth/PC).
M_{SRS-S} :	total mass of sediment collected in SRS (g sediment/PC)
P_B :	biomass phosphorus content (g P/t biomass)
PC:	production cycle
P_D :	diet phosphorus (g P/t biomass)
P_{eff}	P exiting the pond (g P/t biomass)
P_{Exc}	P remove by excavation from the pond (g P/t biomass)
P_{IN} :	P entering pond from the various sources (g P/t biomass)
P_{inf} :	P entering pond from the influent (g P/t biomass)
P_{nt} :	mass of the phosphorus not taken up by fish (g P/t biomass)
P_{nt*SRS} :	mass of the phosphorus waste with the use of the SRS (g P/t biomass)
P_{SRS} :	P accumulated in SRS, removed weekly (g P/t biomass)
P_{SRS}^* :	total phosphorus collected from the SRS that did not originate from the pond earth (g P/t biomass)
Q:	maximum sorption capacity of the media at saturation conditions (mg P/g material)
q_e :	amount of P adsorbed at equilibrium (mg P/g material)
SRS:	sediment retention system
TS:	total solids (kgTS/PC)
TVS:	total volatile solids (kg TVS/PC)

4.1 Introduction

4.1.1 Aquaculture in Quebec and environmental regulation

Freshwater aquaculture is a significant industry in Quebec's economy with a production exceeding 1 400 tonnes of fish in 2006. Fish farms in Quebec are relatively small, with 85% of them producing less than 25 tonnes of fish per year. Aquaculture effluents are known to be a significant source of organic and phosphorus pollution for the receiving streams (Gowen et al., 1990) and the Quebec Ministry of Environment has imposed a phosphorus discharge limit of 4.2 kg of P per tonne of fish produced. As a result, fish farmers are looking for efficient and economical phosphorus removal management strategies (Morin, 2004).

4.1.2 Sources of phosphorus in aquaculture effluents

Sludge produced in trout facilities is composed of fish excreta, uneaten food and carcass debris and contains 30 to 84 % of the total phosphorus discharged from fish farms (Bergheim et al., 1993, Cho and Bureau, 2001; Foy and Rosell, 1991). Dietary P, digestibility of food P as well as feeding practices are among the most important factors affecting phosphorus discharge from fish farms (Cho and Bureau, 2001). Particulate P generated during fish farming is either discharged with the effluent, or settled at the bottom of the pond.

Up to 25% of total P in rainbow trout feces and 60% of total P in food pellets has been found to be solubilised within 24 hours of incubation (Garcia-Ruiz and Hall, 1996). It was thus proposed to rapidly remove solids produced during fish production to minimize soluble phosphorus discharge.

4.1.3 Solids removal from fish farms

Many technologies have been developed to remove solids produced during fish farming, thereby minimizing phosphorus solubilisation and subsequent discharge in effluents. Physical separation systems such as microscreens, filter beds, Cornell-type circular tanks and settling

tanks have been proposed to remove solids from raceway and recirculation fish farm effluents. Such systems are rarely used in small production facilities as they are relatively expensive and labour intensive. Final settling ponds and annual removal of accumulated sludge from the bottom of fish ponds are currently the most common methods of solids removal in Quebec fish farms.

In ponds, most of the particulate matter is found on the sediment layer (Boyd et al., 2002). Fish activity and water current cause resuspension, transport of sediments and resettling in areas where water velocity is low (Boyd, 1998). Recent studies from our research team have indicated that in the presence of a surface aerator, between 19 and 83% of the phosphorus associated to sediments was located in a zone of about 4 m², representing about 1% of the pond bottom area, below the surface aerator (Sanchez-Barrios, 2008).

Phosphorus transfer from the water column to the sediments is reported to be highly dependent on sorption, precipitation and biological uptake phenomena (Boström et al., 1988). Accordingly, sediments with high specific surface areas, such as clay particles, as well as those containing iron and aluminium oxyhydroxides have been shown to promote P sorption (Golterman, 1998; Jonsson, 1997). Co-precipitation of calcium and phosphorus can also be significant in the presence of hard water or a high pH.

4.1.4 Objective

The goal of this study was to reduce phosphorus discharge of an earth pond freshwater fish farm. The specific objectives of this study were to determine the feasibility of a novel sediment retention system (SRS) for particulate phosphorus removal from a fish farm earth pond and to determine its particulate phosphorus removal efficiency by conducting a mass balance over the pond.

4.2 Materials and methods

4.2.1 Pond characteristics

The studied earth pond was located in a typical fish farm in south-eastern Quebec. The pond volume was 340 m³ and aeration was supplied by a propeller-type surface aerator (3450 rpm, 375 W) positioned at the centre of the pond (Fig. 2). Accumulated sludge at the bottom of the pond was removed by a hydraulic shovel at the beginning of the production cycle. Pond influent was groundwater and flowrate varied according to fish farm operational requirements. Influent flowrate from the introduction of the fish in the pond (week 0) is detailed in Figure 1. Sampling of the sediments accumulated in the SRS began 5 weeks after the introduction of the fish.

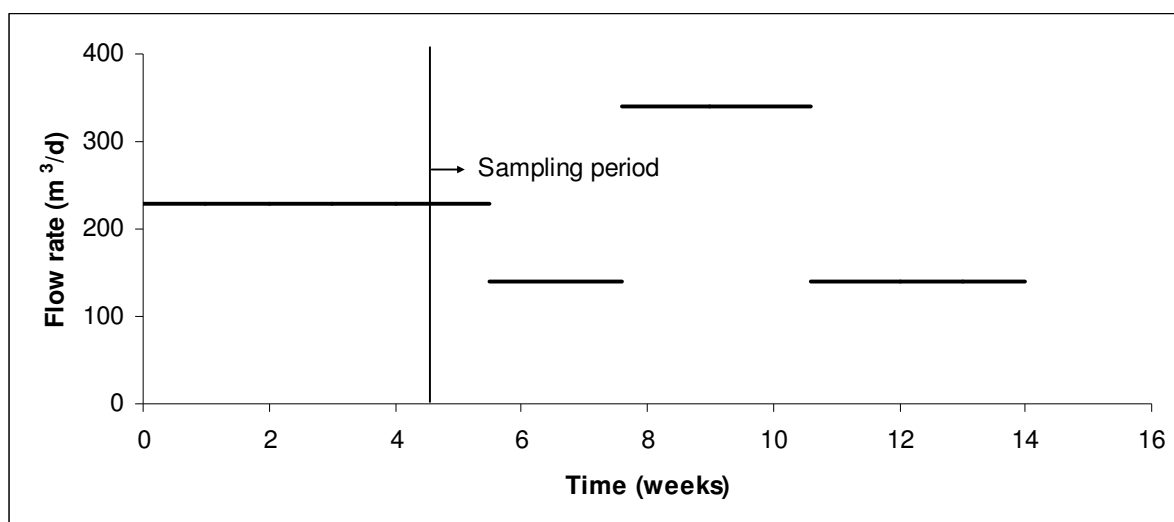


Figure 4.1 Pond influent flow during the 14 weeks production cycle.

4.2.2 Sediment retention system

The sediment retention system (SRS) consisted of an inverse truncated pyramid with a volume of approximately 1 m³. The top of the structure had a surface area of 2.3 m² and the bottom area of 0.16 m² (Fig. 3). This design was adopted to keep a slope of approximately 60° without having to deal with a tall structure. The bottom of the earth pond was excavated to install the SRS at the centre of the pond, below the surface aerator (Fig. 2).

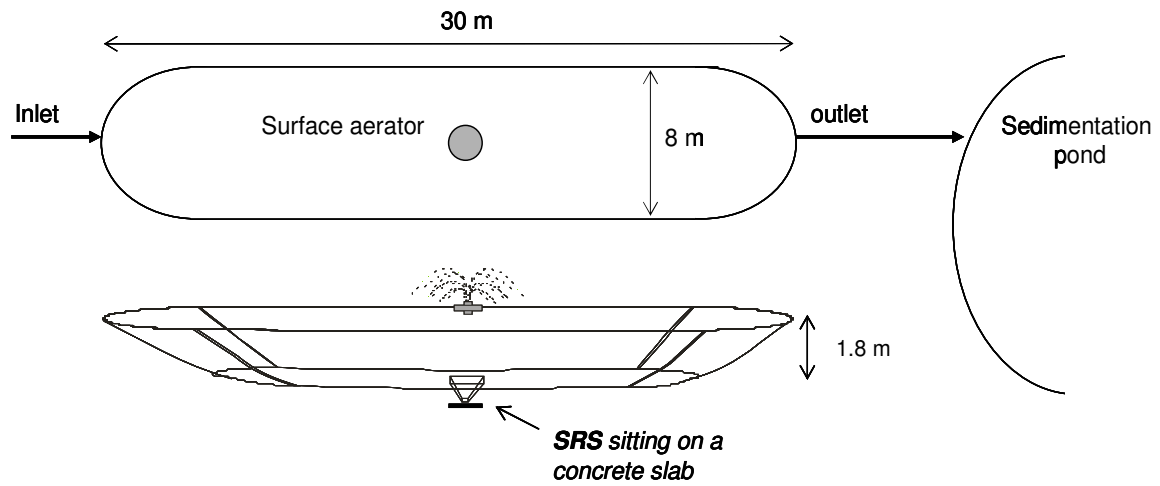


Figure 4.2 Location of the sediment retention system (SRS) below the surface aerator of the pond.

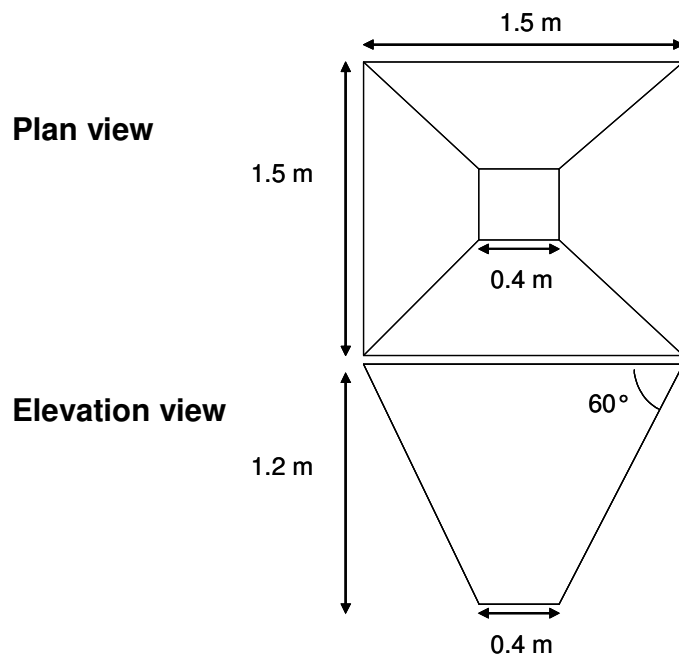


Figure 4.3 Plan and elevation views of the sediment retention system (SRS).

4.2.3 Fish Production

Production of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in the pond was monitored over the 15-week experimental period during which fish density increased from 1.5 to 3.2 kg/m³. Fishes were fed daily with pellets (Vigor Floating Feed, Corey Aquafeeds) containing 1% (wet basis) of phosphorus (information provided by the supplier). The mass of food supplied each day as well as the number and average mass of harvested fish were recorded by the fish farmer. Maintenance activities like grass cutting were also recorded. Fish mortality and predation were assumed to be 10% during a production cycle (Marcotte, 2009).

4.2.4 Sampling procedures and analyses

Quantification and characterisation of the solids accumulated in the SRS began 5 weeks after fish were introduced to the pond and were carried out weekly for 10 weeks. Sediments accumulated in the SRS were pumped (Monarch Industries diaphragm pump, 50 mm, .750 W) into a 1 m³ container where they settled for 30 minutes. Supernatant and settled sludge volumes were measured and sludge was screened (1.5 mm) to homogenize the sample and to remove coarse particles, mainly gravel and grass, prior to analysis. Supernatant and screened sludge samples were analysed in triplicate for total phosphorus (P_{tot}), total Kjeldahl nitrogen (TKN), total solids (TS) and total volatile solids (TVS) according to Standard Methods (APHA et al., 2005; Model Quickchem 8500, Lachat Instruments Inc., Loveland, CO for P_{tot} and TKN). Chemical oxygen demand (COD) was measured using Hach test kits (range 20-1500 mg/l).

Pond soil was sampled in 4 locations at two depths, 0-5 cm and 5-10 cm below the surface, using an Eijkelkamp multisampler. Dry ashed soil samples (method adapted from AOAC 985.01) were analysed for P_{tot} , Al, Fe and Mg by inductively coupled plasma-atomic emission spectroscopy (ICP-AES, method adapted from U.S.EPA, 1992a). The results of the soil analysis are summarised in Table 1.

Tableau 4.1 Average concentrations of the major elements and organic matter (in percentage) from the pond bottom earth at 0 to 5 cm and 5 to 10 cm depth.

Sampling depth (cm)	n	Concentration					Org. matter (g/kg)
		P (mg/kg)	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Al (mg/kg)	
0 to 5	6	420±76	1050±150	830±250	3360±630	2700±470	12±3
5 to 10	5	405±60	1080±230	1050±600	3000±280	2490±270	14±2
Average		415±70	1070±190	940±420	3180±450	2600±370	13±2

Grab samples of pond influent water were collected weekly on solids sampling days and analysed for total phosphorus according to Standard Methods (APHA et al., 2005). Influent flow rate, pond temperature and pH were also measured. Rainfall data was obtained from a neighbouring weather station.

4.2.5 Phosphorus mass balance

A phosphorus mass balance around the pond for the 14 weeks experimental period, enabled the determination of the effluent phosphorus exiting the pond with the SRS retaining excess food and fish excreta. All parameters are expressed on a basis of per tonne of biomass produced (g P/t biomass). The general equation is:

$$P_{nt^*SRS} = P_{IN} - P_B - P^*_{SRS} \quad (1)$$

where P_{nt} is the P not taken by fish biomass, P_{IN} is the input P, P_B is the P taken up by the fish biomass and P^*_{SRS} is the P from food and feces removed by the sediment retention system.

4.2.6 Influent phosphorus (P_{IN})

Incoming phosphorus to the pond came from three main sources: fish food (P_D) pond influent water (P_{inf}) and runoff water (P_R).

$$P_{IN} = P_D + P_{inf} + P_R + P_e \quad (2)$$

Fish food (diet) (P_D) was the largest source of incoming phosphorus with a maximum P content of 1.0 % g P/g food. The total amount of food added was estimated to be 0.81 tons (fresh weight with 9% moisture content) which yielded 0.80 tons of fish produced (wet weight; G_B , the global biomass) for the experimental period. Thus, P_{IN} amounted to 10.2 kg P/t biomass produced ($[0.01 \text{ kg P/ kg food}] \times 812 \text{ kg food} / 0.80 \text{ t fish produced}$).

The pond influent phosphorus (P_{inf}) concentration was approximately 1 $\mu\text{g/L}$ which contributed 0.02 kg P over the experimental period. With a contribution of about 0.2% of the P added by the fish food, P_{inf} was considered negligible.

Runoff water (P_R), for this pond, was considered negligible due to the pond berms and the drainage system around the fish farm that effectively prevented the entry of runoff to the ponds.

Endogenous phosphorus associated with pond earth (P_e) was also considered. Details of the calculations are presented below.

4.2.7 Biomass phosphorus (P_B)

The phosphorus accumulated in the fish biomass (P_B) was considered, for rainbow trout to be 0.41% g P/g fish produced (4.1 kg P/ t biomass) Sauv e, 2006).

4.2.8 Phosphorus removed from the SRS (P_{SRS})

The total amount of P removed by the SRS (P_{SRS}) for the sampling period was calculated as follows:

$$P_{SRS} = f_{S-P} * M_{SRS-S} / G_B \quad (3)$$

where P_{SRS} is the total phosphorus collected from the SRS during the production cycle per tonne of fish biomass produced (g P/t biomass), f_{S-P} is the fraction of phosphorus in the SRS sediments (g P/g sediment) and M_{SRS-S} is the total mass of sediment collected (g sediment/PC) and G_B is the global fish biomass production (t biomass/ PC). The major sources of P found in the SRS were fish feces, uneaten food and pond earth that was resuspended and captured by the SRS.

To estimate more specifically the efficiency of the SRS to remove phosphorus from feces and uneaten food (P^*_{SRS}), the P associated to the earth pond material (P_e) that was resuspended and deposited in the SRS was subtracted from the P_{SRS} . To this end, it was assumed that the mass of pond earth collected by the SRS corresponded to the mass of inorganic solids in the sediments collected by the SRS.

$$P^*_{SRS} = P_{SRS} - P_e \quad (4)$$

and,

$$P_e = (f_{e-P} * M_{SRS-I} / G_B) \quad (5)$$

where f_{e-P} is the fraction of P in the pond earth (Table 1; g P/g TS) and M_{SRS-I} is the total mass of inorganic solids of the SRS sediments (g TS/PC).

4.2.9 Phosphorus waste with the use of the SRS ($P_{nt}^*_{SRS}$)

From equation 1, the phosphorus not assimilated by fish (P_{nt}) without the SRS would be

$$P_{nt} = P_{IN} - P_B \quad (6)$$

and with the use of the SRS

$$P_{nt*SRS} = P_{IN} - P_B - P^*_{SRS} \quad (7)$$

4.2.10 Phosphorus sorption to and release from sediments

Evaluating the amount of phosphorus sorbed to and leached from pond sediments was evaluated by carrying out laboratory-scale sorption jar-tests.

Solutions of 1, 10, 50 and 100 mg P/L were prepared with pond water (previously filtered through 0.45 μ m) spiked with appropriate volumes of a stock solution of K_2HPO_4 . Jar-tests for each initial phosphorus concentration were carried out in duplicate. Initial pH of the solutions averaged 8.1 and did not vary after the addition of the K_2HPO_4 stock solution. 10 g/L of calcinated sediments (30 minutes at 550°C) were added to each flask as well as two drops of chloroform to inhibit microbial growth. Flasks were shaken for 24 hours at room temperature (22.3°C). Filtered samples (0.45 μ m) were analysed for orthophosphates in triplicate.

P adsorption capacity of the sediments was modelled using the Langmuir equation:

$$\frac{q_e}{Q} = \frac{bC_e}{1+bC_e} \quad (8)$$

which can be linearized to give:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{Q} + \frac{1}{bQ} \quad (9)$$

The initial pond water phosphate concentration was considered in the calculation of the sediments' net sorption capacity (Q).

4.3 Results

4.3.1 SRS sediment accumulation

The mass and the nature of the sediments removed each week from the SRS remained relatively constant throughout the 10 weeks of the study period in terms of TS, TVS and TP, however, the accumulation of sediment TS peaked during weeks 8, 9, 12 and 14 (Fig. 4). The removed sediments had an average solids content of 17.1%. The mean daily accumulation of sediment collected from the SRS was estimated at approximately 4.0 kg TS/d (dry basis) for a total mass removed during the entire sampling period was 380 kg TS. The sediments removed were mostly mineral as shown by their low volatile to total content ratio of 7.8% (g TVS/g TS). The mean daily accumulation of volatile solids was 310 g TVS/d. The mean removal rate of TP was 12.4 g P/d. The P fraction represented 0.3% of the TS but up to 4% of the TVS. The total mass of P removed for the entire sampling period (after 102 days) was 1.14 kg P.

Accumulation rates of TS collected from the SRS were highest during weeks 8 and 9 at 4.7 and 4.5 kg TS/d respectively (Fig. 4). The high amount of TS captured during weeks 12 and 14, 5.2 and 5.0 kg TS/d respectively, were associated with fish harvesting events occurring shortly before sampling. Maximum accumulation rates of TVS and P were observed during week 12 (443 and 18.6 g/d, respectively). Accumulation of TVS and P during week 14, another harvesting week, was observed to be close to the period average.

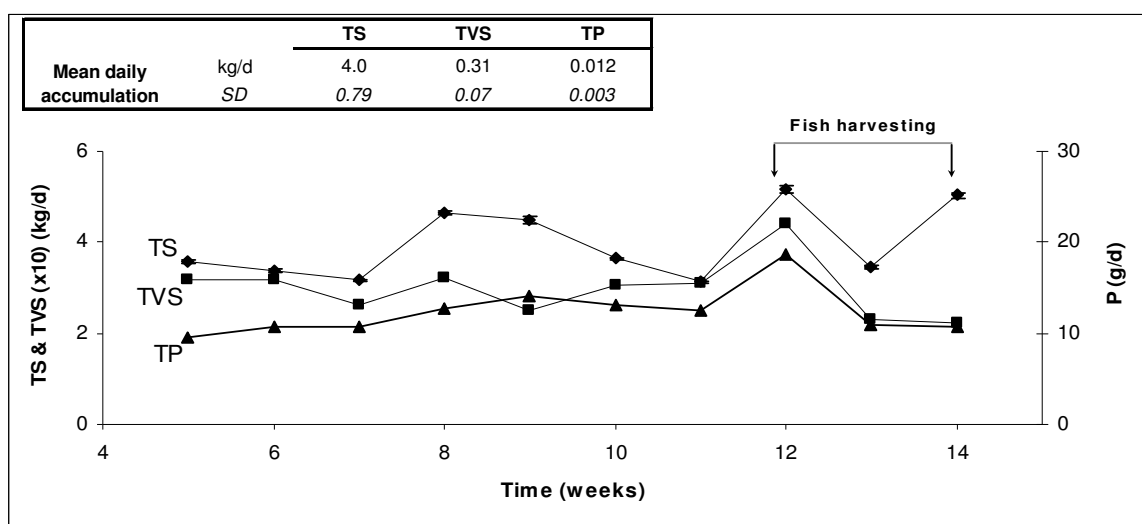


Figure 4.4 Weekly variation of the total solids (TS), total volatile solids (x10, TVS) and phosphorus (P) collected from the SRS.

4.3.2 Sediment sorption capacity

The Langmuir model adequately described the phosphorus sorption isotherm obtained with pond sediments ($R^2=0.99$). The maximum sorption capacity (Q) was 1.32 mg P/g sediment (Fig. 5). The amount of P sorbed (q_e) for the solution of 100 mg P/L was 1.42 mg P/g sediment and thus was in the range of the saturation level of the sediments. Relatively fast sorption kinetics were observed since more than 50% of the equilibrium P was sorbed within the first hour of the experiments.

The total hardness decreased from 162 CaCO_3/L to 136, 113, 78 and 39 mg CaCO_3/L for solutions of 1, 10, 50 and 100 mg P/L (initial concentrations), respectively, over the course of the 24 hour sorption tests.

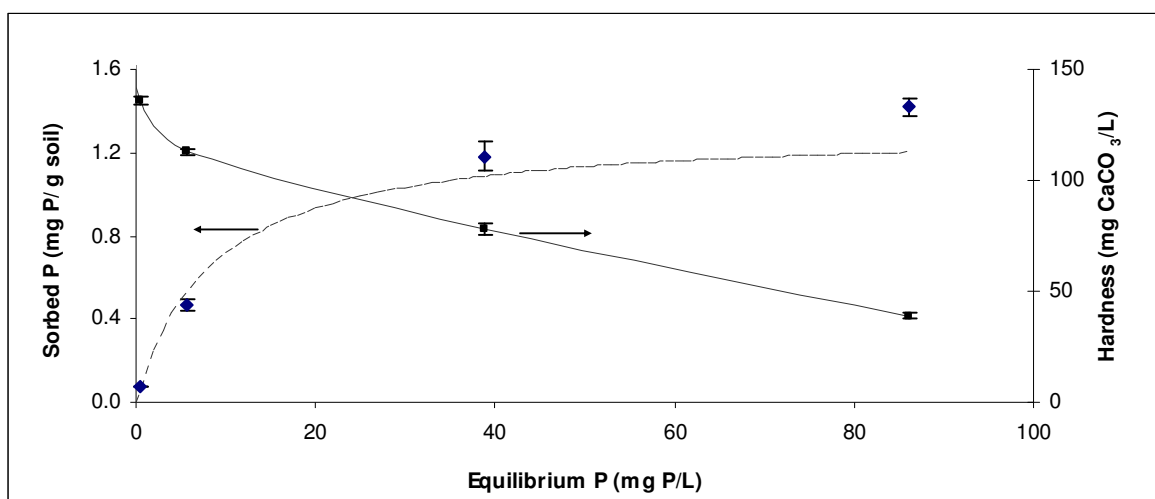


Figure 4.5 Equilibrium Langmuir isotherm of phosphate (21.6°C) and equilibrium hardness of solutions.

4.4 Discussion

4.4.1 SRS P removal capacity

The results of the P mass balance for the experimental period of 14 weeks, which corresponded to a complete production cycle for this pond, are presented in Figure 6.

Without the use of the SRS, the mass of P not assimilated by fish (P_{nt}) was defined as the P provided by food minus that incorporated into fish biomass (eq. 6). This phosphorus originated from uneaten food and fish excretion and was found either in soluble or particulate form. In this study, the P_{nt} was evaluated at 6.1 kg P per tonne of biomass produced, representing about 60 % of the P provided by food (Fig. 6). The inlet phosphorus (P_{inf}) concentration was considered negligible (below the detection limit).

Settleable particulate phosphorus from feces and uneaten food largely accumulates at the bottom of the pond. This residual phosphorus is normally excavated (P_{Exc}) by the fish farmer at the end of the production cycle, once the water is removed. The mass of P removed by excavation was not quantified in this study. The total mass of phosphorus removed from the SRS (P_{SRS}) was evaluated at 1.5 kg per tonne of biomass produced (eq. 3), representing 15% of the total P added as feed. SRS sediments contained a high proportion of mineral matter originating mostly from the earth of the pond (92% g inorganic solids/g TS). Considering an average concentration of the pond earth P of 415 mg P/kg soil (Table 1), the mass of phosphorus removed by the SRS not associated to pond earth (P_{SRS}^*) was estimated at 1.3 kg P per tonne of biomass produced (eq. 4).

With the use of the SRS, the remaining phosphorus waste from the pond (P_{nt*SRS}) including the P_{nt} and P_{SRS}^* was estimated to be 4.8 kg P per tonne of biomass produced.

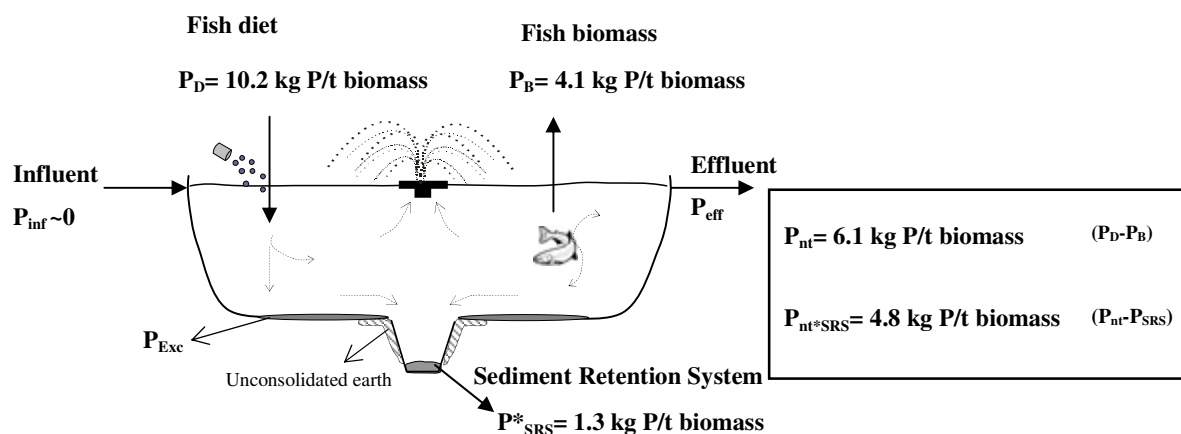


Figure 4.6 Phosphorus mass balance per tonne of biomass produced over the 15 weeks of fish production cycle. P^*_{SRS} is the P removed by the SRS associated to feces and uneaten food but excluding that adsorbed to the pond earth.

With 0.9% of the bottom surface area of the pond, the SRS was able to capture about 24% of the P_{nt} (when P^*_{SRS} is considered). A fraction of the P not taken by fish was released as soluble P that can not be removed directly by the SRS. It was shown that particulate phosphorus wasted from a trout production ranges between 30 and 80% of the total P not taken up by fish (Bergheim et al., 1993, Foy and Rosell, 1991). 50% of the total P not taken by fish was assumed to have been released in a particulate form and the removal efficiencies of the SRS were then estimated at 47% (when P^*_{SRS} is considered).

Uneaten food and fresh feces release soluble reactive phosphorus. McIntosh et al. (2004) evaluated a release rate of 0.96 g P/h from fresh feces of rainbow trout at 14°C. Sludge P leaching is also a rapid process. Between 25% and 83 % of the P from feces and remaining food is susceptible to be solubilised within 24 hours (Garcia-Ruiz et al., 1996). From these considerations, it would be advisable to pump out sediments from an SRS on a daily basis for an efficient P removal.

4.4.2 Role of pond soil on phosphorus removal

P removed by the SRS comes from the P_{nt} and the pond earth P. Pond earth contains around 1.3% of organic matter (Table 1) while trout sludge (feces and uneaten food) contains approximately 80% of organic matter (IDEQ, 1997; Summerfelt et al., 1999). P fractionation and the TS mass associated to each of the constituents are summarized in Table 2. The P concentration of trout sludge varies between 0.7 and 4% (dry weight basis; Chen et al. 1997; Stewart et al., 2006) and has been shown to be time and temperature dependent (Stewart et al., 2006; Garcia-Ruiz et al. 1996). Since the residence time of the sludge in the pond before it enters the SRS is not known, the P concentration is variable. However, if a sludge P concentration of 2% is assumed, the total mass of P attributable to sludge (P_{nt}) removed over the production cycle was approximately 635 g P. The mass of P associated to sludge and pond earth was 60% and 12% of the total P removed by the SRS, respectively.

Tableau 4.2 Contributions of the sediment components to P removal by the SRS.

Sediment component	Total solids removed	Inorg. solids removed	Total P removed	P fraction of the sediments	P distribution
	kg TS/PC	kg IS/PC	g TP/PC	g P/ kg TS	% g P/g P
Sludge (P_{nt}) ^a	32	5.3	635	20	60
Pond earth ^b	346	342	145	0.42	12
Sorbed/precipitated P	0.4	0.4	360	0.95	28
Total	378	348	1140		

^aValues estimated according to IDEQ (2002) and Summerfelt et al. (1999)

^bValues estimated from sediment analysis

Approximately 30% of the P removed by the SRS did not originate from the sludge or from the pond sediments. The remaining P was thought to originate from sorption/precipitation of soluble P (hydrolysed from feces and uneaten food) onto the sediments. Likewise, sludge deposition onto the bottom of the pond created an environment where available P concentration

for adsorption onto sediment was high. Phosphate concentration in fresh trout sludge can reach 272 to 306 mg P/L (Maillard et al., 2005; Stewart et al., 2006). It is generally accepted that P sorption/precipitation onto sediments is proportional to phosphate concentration under oxic conditions (Gomez et al. 1999). Mixing of sediments due to bioturbation, mainly carried out by fish, further contributed to increasing sorption rates (Jiménez-Montealegre et al. 2002). The proportion of P believed to have been sorbed to the SRS sediments was estimated at 0.95 g P/kg sediment. This value was in the range of the maximum sorption capacity of 1.3 g P/kg of sediment obtained from our sorption experiments.

Binding of P onto the inorganic fraction of the sediments is mostly controlled by the presence of Al and Fe oxyhydroxides (Boström et al., 1988; Golterman, 1998). Pond water alkalinity was about 160 mg CaCO₃/L. Precipitation of calcium-bound phosphates can be significant at higher pH and in hard waters. As expected, a significant drop in the hardness of the water was observed in the presence of phosphate. Calcium co-precipitation likely played a major role in the phosphorus flux within the pond, at least near the soil/water interface.

4.4.3 Parameters affecting sediment accumulation in the SRS

Unconsolidated earth (Fig.6) was added around the SRS to stabilise the structure after its installation at the bottom of the pond. Some of this unconsolidated material became resuspended during the fish production cycle and caused excessive water turbidity. This was also an important source of inorganic solids that accumulated in the SRS. To reduce this phenomenon, a geotextile liner should be installed over the the disrupted earth zone.

Heavy rains and fish harvesting activities were identified as two predominant factors affecting the accumulation of sediments in the SRS (Figure 4). Rain episodes that occurred shortly before the samplings of weeks 8 and 9 were the most severe during the study period. However, only fish harvesting seemed to influence to a notable extent (about two times higher) the P collected by the SRS (Figure 4).

Increase in the sediments accumulation rates for weeks 8 and 9 (Fig.4) could be related to higher flow rates of the pond during the same period (Fig.1). However, similar trends were not observed for weeks 10 and 11 with similar flow rates. Fish harvesting activities were identified as the predominant external factors affecting the accumulation of sediments in the SRS. The fish harvesting also seemed to influence to a notable extent (about two times higher) the P collected by the SRS. Fish was harvested by pulling a seine across the pond. Previous studies reported an increase of sediment resuspension in ponds due to seining operations (Banas et al. 2008; Boyd, et al., 2002). These authors also reported a positive relationship between rain events and effluent TSS loading. Solids accumulation in the SRS seemed to increase during events resulting in sediment suspension.

4.5 Practical recommendations for the SRS

Practical recommendations to increase SRS performance and to facilitate cleaning operations are as follows:

- Removal of accumulated sediments in the SRS should be carried out daily to minimise leaching of particulate-bound phosphorus.
- Since unconsolidated soil is added around the SRS during its establishment, the installation of a geotextile liner around the SRS is necessary to avoid excessive soil resuspension and turbidity in the pond.
- Selection of a non clogging positive displacement pump capable of pumping earth, grass and weed debris.

Operation of the SRS generates a steady amount of sludge that must be treated and disposed of. Extensive treatment systems such as vegetated drying beds coupled with reactive filtration media to trap phosphorus may be a suitable alternative to treat and dispose of the sludge removed by the SRS (Comeau and Brisson, 2000).

4.6 Conclusions

This research led to the following conclusions:

- Despite a relatively small surface area, the sediment retention system installed below the pond surface aerator demonstrated a great capacity to collect particulate phosphorus. A daily average of 12 g P/d was captured, representing approximately 47% of the particulate P not assimilated by fish.
- Phosphorus not taken up by fish (feces and uneaten food) represented about 60% of the phosphorus removed from the SRS. Approximately 30% of the SRS sediment P was believed to have been present in the form of sorbed/precipitated P onto mineral particles. The maximum adsorption capacity of the pond soil determined by isotherm experiments was 1.3 mg P/g soil.
- Fish harvesting resulted in increased amounts of sediments collected and of phosphorus captured by the solids retention system with a weekly average removal being twice the average. This result highlighted the necessity of applying efficient management strategies to minimize phosphorus dischargeduring fish harvesting.

4.7 Acknowledgements

We thank Serge Gilbert and Brigitte Martel for providing access to their fish farm and their support during sampling campaigns. We also thank Dominic Marcotte from the Quebec Ministry of Agriculture, Fisheries and Food for advices and recommendations during our project. We also acknowledge Denis Bouchard for analytical assistance. This study was financially supported by The Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada (NSERC), Société de Recherche et de Développement en Aquaculture Continentale (SORDAC), Réseau Aquaculture Québec (RAQ), Multiserv-Harsco and Arcelor-Mittal.

4.8 References

- APHA, AWWA, WEF (2005) Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater: Centennial Edition, American Public Health Association (APHA), American Water Works Association, Water Environment Federation, Washington D.C.
- Banas, D., Masson, G., Leglize, L., Usseglio-Polatera, P. and Boyd, C.E., 2008. Assessment of sediment concentration and nutrient loads in effluents drained from extensively managed fishponds in France. *Environmental Pollution* 152(3), 679-685.
- Bergheim, A., Sanni, S., Indrevik, G. and Holland, P., 1993. Sludge removal from Salmonid tank effluent using rotating microsieves. *Aquacultural Engineering* 12(2), 97-109.
- Boström, B., Andersen, J.M., Fleischer, S. and Jansson, M., 1988a. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia* 170(1), 229-244.
- Boyd, C.E., 1998. Pond water aeration systems. *Aquacultural Engineering* 18(1), 9-40.
- Boyd, C.E., Wood, C.W., Thunjai, T., 2002. Aquaculture pond bottom soil quality management. Aquaculture. Collaborative Research Support Program. Oregon State University, Corvallis, Oregon. www.pdacrsp.orst.edu.
- Chen, S., Coffin, D., E. and Malone, R., F. , 1997. Sludge Production and Management for Recirculating Aquacultural Systems. *Journal of the World Aquaculture Society* 28(4), 303-315.
- Cho, C.Y. and Bureau, D.P., 2001. A review of diet formulation strategies and feeding systems to reduce excretory and feed wastes in aquaculture. *Aquaculture Research* 32(s1), 349-360.
- Comeau, Y. and Brisson, J. (2000) Utilisation de marais artificiels avec substrat calcaire pour l'épuration d'eaux de rejets de pisciculture : rapport final, Société de recherche et développement en aquaculture continentale (SORDAC) inc., Montréal (Québec), Canada.
- Foy, R.H. and Rosell, R., 1991. Fractionation of phosphorus and nitrogen loadings from a Northern Ireland fish farm. *Aquaculture* 96(1), 31-42.
- Garcia-Ruiz, R. and Hall, G.H., 1996. Phosphorus fractionation and mobility in the food and faeces of hatchery reared rainbow trout (*Onchorhynchus mykiss*). *Aquaculture* 145(1-4), 183-193.

- Golterman, H., 1998. The distribution of phosphate over iron-bound and calcium-bound phosphate in stratified sediments. *Hydrobiologia* 364(1), 75-81.
- Gomez, E., Durillon, C., Rofes, G. and Picot, B., 1999. Phosphate adsorption and release from sediments of brackish lagoons: pH, O₂ and loading influence. *Water Research* 33(10), 2437-2447.
- Gowen, R. J., Rosenthal, H., Mikinen, T., Ezzi, I., 1990. Environmental impacts of aquaculture activities. In: *Aquaculture Europe'89 - Business Joins Science*, eds N. de Pauw & R. Billard. European Aquaculture Society, Spec. Publ. No. 12, Bredene, Belgium, pp. 257-283.
- IDEQ (Idaho Department of Environmental Quality). 1997. Idaho Waste Management Guidelines for Aquaculture Operations. Idaho Department of Environmental Quality. <http://www2.state.id.us/deq/water/gw/Aquaculture_Guidelines.pdf>. Accessed June 2009.
- Jiménez-Montealegre, R., Verdegem, M., Zamora, J.E. and Verreth, J., 2002. Organic matter sedimentation and resuspension in tilapia (*Oreochromis niloticus*) ponds during a production cycle. *Aquacultural Engineering* 26(1), 1-12.
- Jonsson, A., 1997. Fe and Al sedimentation and their importance as carriers for P, N and C in a large humic Lake in Northern Sweden. *Water, Air, & Soil Pollution* 99(1), 283-295.
- Maillard, V.M., Boardman, G.D., Nyland, J.E. and Kuhn, D.D., 2005. Water quality and sludge characterization at raceway-system trout farms. *Aquacultural Engineering* 33(4), 271-284.
- Marcotte, D. (2009). Évaluation de la proportion du phosphore récupéré par l'enlèvement des boues des étangs d'élevage. Société de recherche et de développement en aquaculture continentale (SORDAC) Inc.
- Morin, R. (2004) La production piscicole au Québec. Document d'information. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Québec.
- Sanchez-Barrios, C.G. 2008. Flux de phosphore et collecte des boues d'une pisciculture de moyenne taille. Université de Montréal, Ecole Polytechnique de Montréal. 95 p.
- Sauvé, S., Donisa, C., Roy, A. G., Courchesne, F., Boyer, C., Turmel, M.-C., et François, M. (2006). Caractérisation de la dynamique du phosphore dans une pisciculture de salmonidés en étangs (Rapport final: Société de recherche et de développement en aquaculture continentale [SORDAC]). Québec: Université de Montréal.

- Stewart, N.T., Boardman, G.D. and Helfrich, L.A., 2006. Characterization of nutrient leaching rates from settled rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) sludge. *Aquacultural Engineering* 35(2), 191-198.
- Summerfelt, S.T., Adler, P.R., Glenn, D.M. and Kretschmann, R.N., 1999. Aquaculture sludge removal and stabilization within created wetlands. *Aquacultural Engineering* 19(2), 81-92.
- U.S.EPA (1983) Methods for chemical analysis of water and wastes. USEPA-600/4-79-020. Total phosphorus, Method 365.4. Laboratory, E.M.a.S. (ed), pp. 365.361-361 and 365.364-361, U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA).

CHAPITRE 5

RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES

L'intention de ce chapitre est de compléter les résultats présentés dans la section 4.3. Certaines données ont été abordées dans les sections précédentes et seront ici exposées plus en détail.

5.1 Système de production et variables externes

5.1.1 Données de précipitations

Les précipitations ont été obtenues à partir d'une station météorologique située à moins de 5 km de la pisciculture. Les précipitations ont été quantifiées en fonction des intervalles entre les vidanges du SCS. Ces intervalles ont varié entre 6 et 11 jours. Afin d'obtenir des données uniformes pour chaque semaine, les données journalières de précipitation ont été additionnées sur les 6 jours précédant le jour de vidange. Les semaines 4 et 5 ont connu des précipitations particulièrement élevées de 53 et 61 mm de pluie sur 6 jours (Figure 5.1). Les séquences de précipitations ont été en moyenne de 27 mm au cours de la période d'échantillonnage.

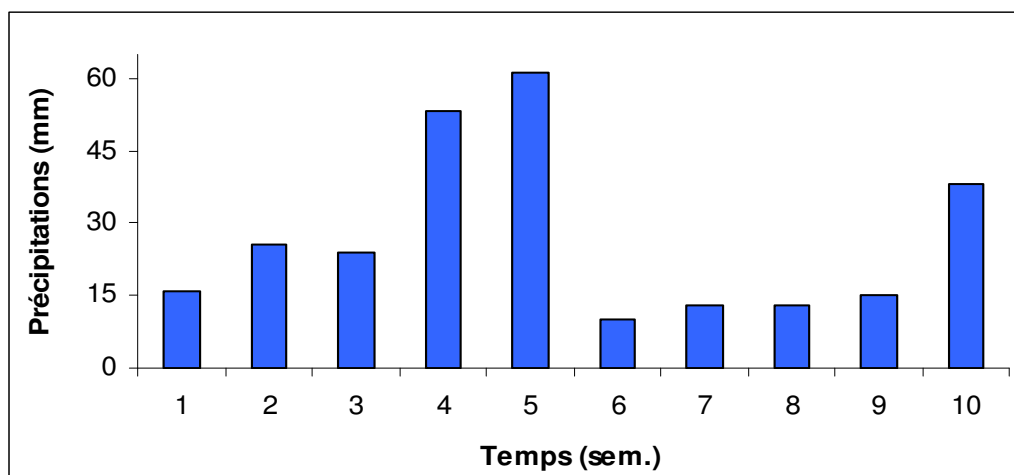


Figure 5.1 Précipitations cumulées sur une base de 6 jours précédant les vidanges du SCS pour les 10 semaines d'échantillonnage.

5.1.2 Régie de production

L'apport en moulée dans l'étang étudié n'a pas été régulier tout au long de la saison de production. En réalité, les apports ont été passablement stables jusqu'aux environs du 51^e jour suivant le début de l'alimentation (Figure 5.2). Par la suite, les jours sans alimentation ou avec des doses réduites ont été plus fréquents. Les opérations de pompage du SCS ont débuté 34 jours après l'introduction des poissons dans l'étang. Durant ces 34 jours, plus de 40% des apports en moulée ont été effectués.

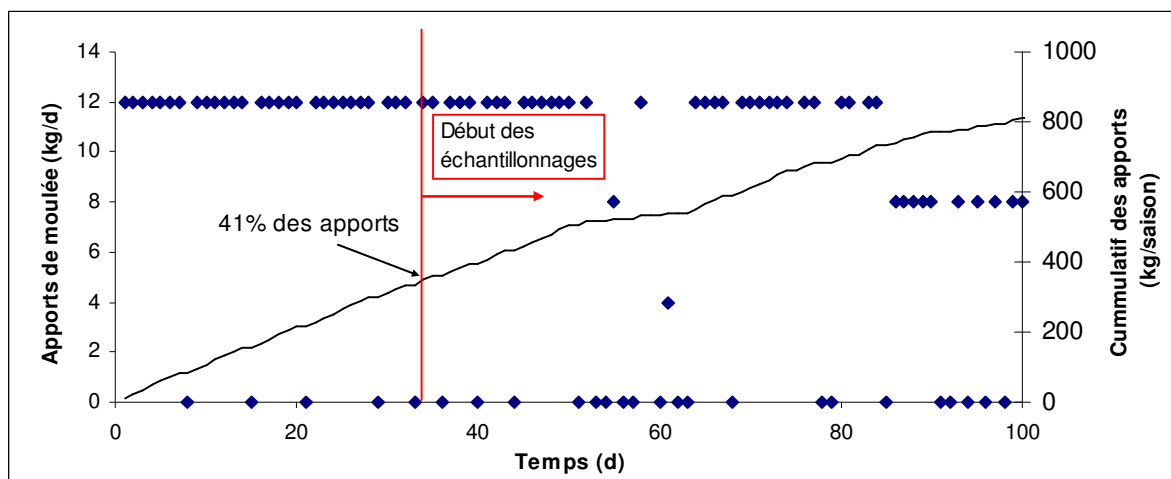


Figure 5.2 Représentation des apports en moulée dans l'étang étudié au cours des 102 jours de production.

5.1.3 Caractéristiques des eaux de l'affluent et de l'étang

L'analyse des eaux de l'affluent et du bassin permet de dresser un portrait de leurs caractéristiques physico-chimiques (Tableau 5.1). L'eau souterraine alimentant l'étang possède un pH de 8.1 avec une température moyenne de 7,4°C. Comme l'on peut s'y attendre, la température du bassin est plus élevée avec 13,0°C de moyenne. Le pH de l'étang est quant à lui inférieur à celui de l'affluent se situant aux alentours de 7,8.

Tableau 5.1 Caractéristiques physico-chimiques des eaux de l'affluent et de l'étang de production durant la période d'expérimentation.

Paramètres	Unités	Nombre d'échant.	Affluent	Etang
pH		8	8,1±0,1	7,8±0,2
Température	°C	11	7,4±0,4	13,0±2,3
Alcalinité	mg CaCO ₃ /L	8	173±10	172±10
Dureté totale	mg CaCO ₃ /L	5	200±4	164±3
Dureté calcique	mg CaCO ₃ /L	5	147±3	132±2
Conductivité	mS/cm	8	0,23±0,01	0,24±0,01

L'alcalinité et la conductivité électrique de l'affluent et de l'étang sont très similaires. L'alcalinité se situe autour de 173 et 172 mg CaCO₃/L tandis que la conductivité électrique est d'environ 0,23 et 0,24 mS/cm pour l'affluent et l'étang respectivement. La dureté totale de l'affluent est d'environ 200 mg CaCO₃/L. Celle-ci est cependant principalement due à la dureté calcique qui représente 74% de la dureté totale. On remarque un abaissement de la dureté totale et calcique de l'eau de l'étang qui passent à 164 et 132 mg CaCO₃/L respectivement.

5.1.4 Influence du débit sur les rejets

Pour les 10 semaines qu'a duré l'expérimentation, les débits de l'étang ont varié de 129 à 451 m³ par jour. La concentration en MES à l'effluent semble répondre positivement à l'intensité du débit (Figure 5.3). La régression linéaire obtenue a en effet offert une corrélation acceptable avec un R² de 91%. Les MES à l'effluent ont varié de 8,2 à 75.5 kg/d avec une moyenne se situant autour de 32,9 kg/d. La situation est quelque peu différente en ce qui concerne la concentration des matières volatiles à l'effluent. Lorsque mise en relation avec les débits, la régression linéaire produite donne une pente quasi nulle (m=0,01) à faible corrélation (R²=0,58). La charge en MVES à l'effluent a fluctué entre 0,4 et 4,3 g/d.

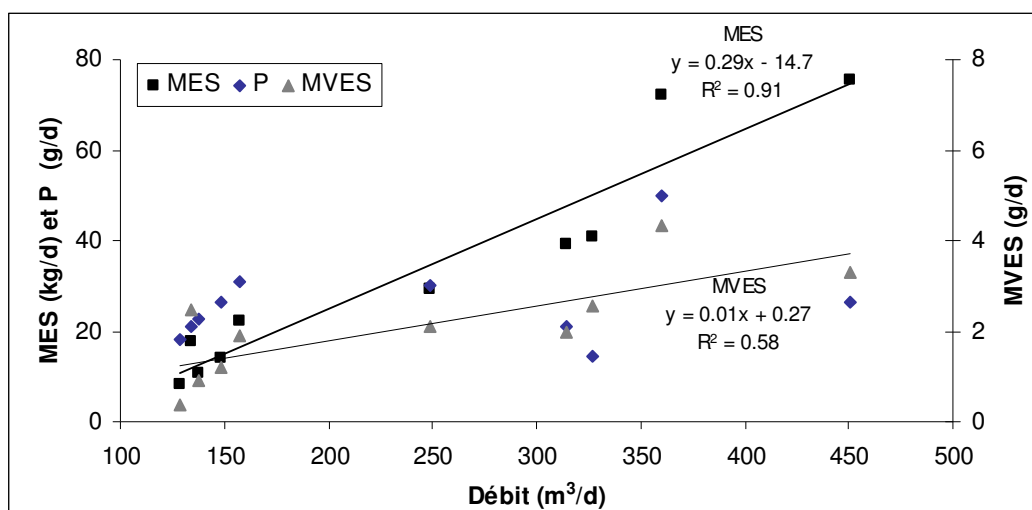


Figure 5.3 Influence du débit sur les rejets en MES, MVES et P. Les droites de régression correspondent aux données de MES et de MVES.

De même que pour les matières volatiles, nos analyses n'ont pas permis de trouver de relation entre les débits et les niveaux de phosphore à l'effluent. La charge moyenne en phosphore s'est révélée être très stable autour de 26,1 g/d. Seule une pointe à 49,8 g/d correspondant à la semaine #10 de l'échantillonnage peut être soulignée.

5.2 Caractérisation des sédiments du SCS

5.2.1 Composantes physico-chimiques

La concentration moyenne en MT des sédiments collectés a été de 215 g/L avec un taux de variation d'environ 20% (Tableau 5.2). Les matières volatiles ont représenté 8,0% des MT en moyenne, variant entre 4,4 et 10,3% pour l'ensemble des campagnes de vidange. Ces résultats démontrent la nature minérale des sédiments recueillis. Le phosphore a représenté environ 0,32% des MT avec une concentration moyenne de 660 mg/L. La fraction en phosphore des matières volatiles a varié entre 3,0 et 5,2% s'établissant avec une moyenne de 4,0%. Les concentrations en DCO et en azote total ont atteint 32,2 et 0,84 g/L respectivement. L'azote total a représenté 5,1% des MVT sur base massique. Le ratio DCO/MVT quant à lui, a été évalué à environ 1,9 g DCO/g MVT.

Tableau 5.2 Concentrations et fractionnement des composantes des sédiments recueillis par le système de captage des sédiments.

Paramètres	Unités	Moyennes	Min. -Max.
MT	g/L	215±46	156-294
MVT	g/L	16,9±4.1	13,0-23,7
$f_{MVT/MT}$	mg/g MT	80,5±18,2	44,2-103
P	mg P/L	660±58	587-744
$f_{P/MT}$	mg P/g MT	3,2±0,6	2,1-4,0
$f_{P/MVT}$	mg P/g MVT	40,4±7,5	30,2-52,3
NTK	mg N/L	840±160	537-1090
$f_{NTK/MVT}$	mg N/g MVT	50,6±7,0	35,0-58,4
DCO	g DCO/L	32,2±5,6	27,9-41,9
$f_{DCO/MVT}$	mg DCO/g MVT	1,9±0,3	1,6-2,2

5.2.2 Analyse granulométrique

Des analyses concernant les tailles de particules ont été effectuées sur les sédiments du fond de l'étang et sur ceux recueillis dans le SCS. Les courbes granulométriques obtenues sont présentées à la Figure 5.4. Sur une base volumétrique, les résultats montrent que les sédiments du fond d'étang sont composés à 50% (d_{50}) de particules de taille inférieure à 26,8 μm . Toujours sur une base volumétrique, environ 7% des particules sont de tailles inférieures à 2 μm et 59% sont comprises entre 2 et 50 μm . On remarquera par ailleurs que certaines particules de tailles comprises entre 150 et 180 μm représentent une part significative de la distribution (environ 12%). En ce qui à trait aux sédiments captés par le SCS, le d_{50} obtenu s'est révélé être autour de 45,9 μm (base volumétrique), soit plus élevé que pour les sédiments du fond de l'étang. Ici, les particules de moins de 2 μm représentent environ 5% de l'échantillon tandis que près de 55% d'entre elles sont comprises entre 2 et 50 μm . Au regard de ces résultats, la composition des sédiments correspond à des silts et des sables fins. Cependant, en termes numérique, 90% des particules provenant du SCS sont de taille inférieure à 1,1 μm et 11,5% des particules ont un diamètre de 0,52 μm . La proportion de l'argile dans la composition des sédiments est ainsi davantage représentée par l'analyse numérique.

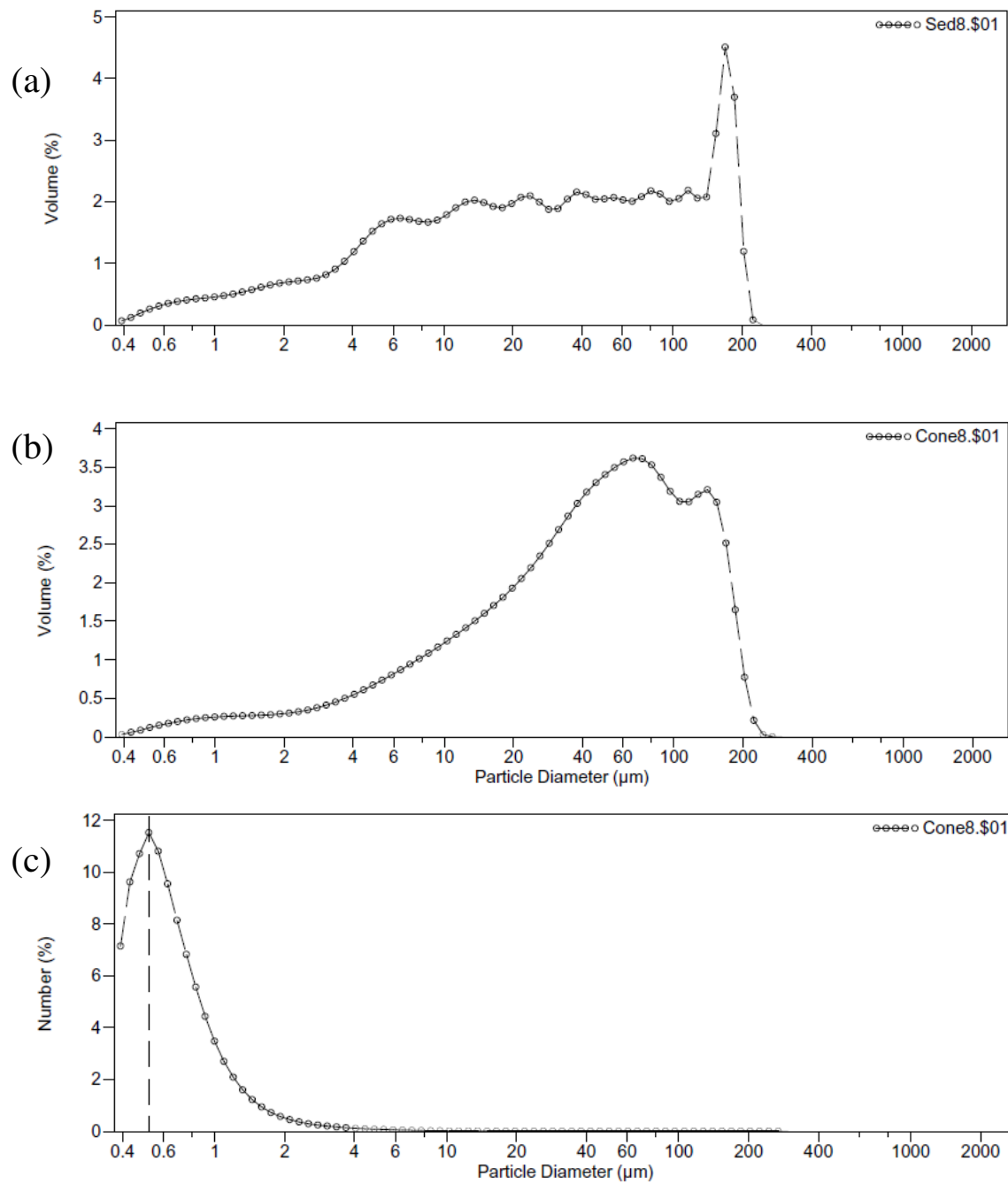


Figure 5.4 Analyse granulométrique des sédiments : (a) Répartition volumétrique des sédiments du fond de l'étang; (b) Répartition volumétrique des sédiments du SCS; (c) Répartition en nombre des sédiments du SCS.

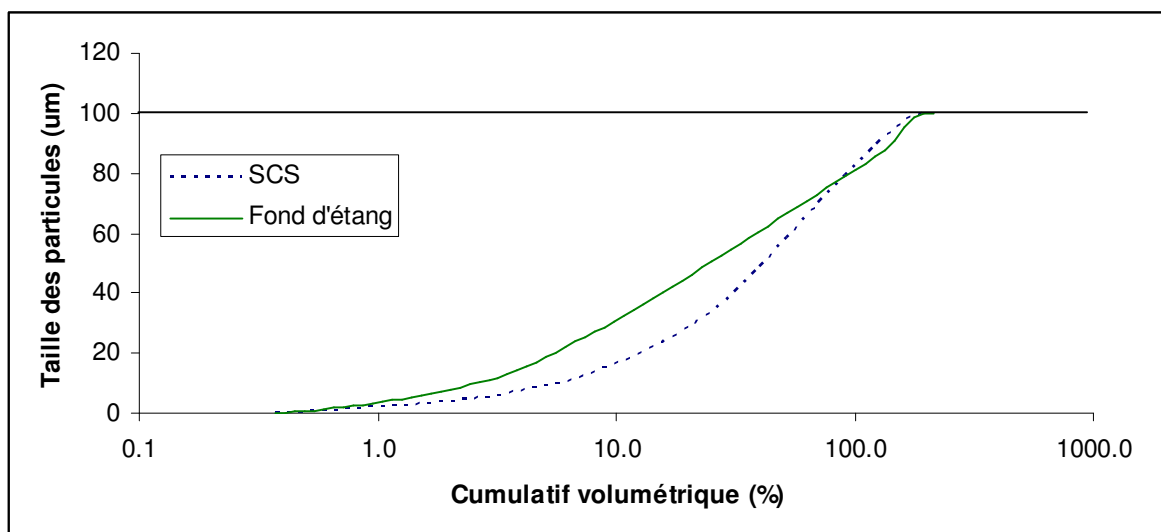


Figure 5.5 Cumulatif de la distribution volumétrique des particules pour les sédiments du SCS et du fond de l'étang.

5.3 Adsorption et désorption du phosphore

Les isothermes réalisées ont démontré des capacités croissantes d'abattement du P en solution, par unité massique de sédiment, en fonction des concentrations en solution. Ainsi, après 40 heures d'immersion les quantités adsorbées ont été de 0,08, 0,39, 1,18 et 1,46 mg P/g de sédiments pour des concentrations initiales en solution de 1, 10, 50 et 100 mg P/L respectivement (Figure 5.5). Pour l'ensemble des isothermes, entre 78 et 90% du P a été adsorbé par les sédiments dans un intervalle de 5 heures. Pour les isothermes de 50 et 100 mg P/L en solution (concentrations initiales), plus de 50% du P a été adsorbé en moins de 1,5 heure.

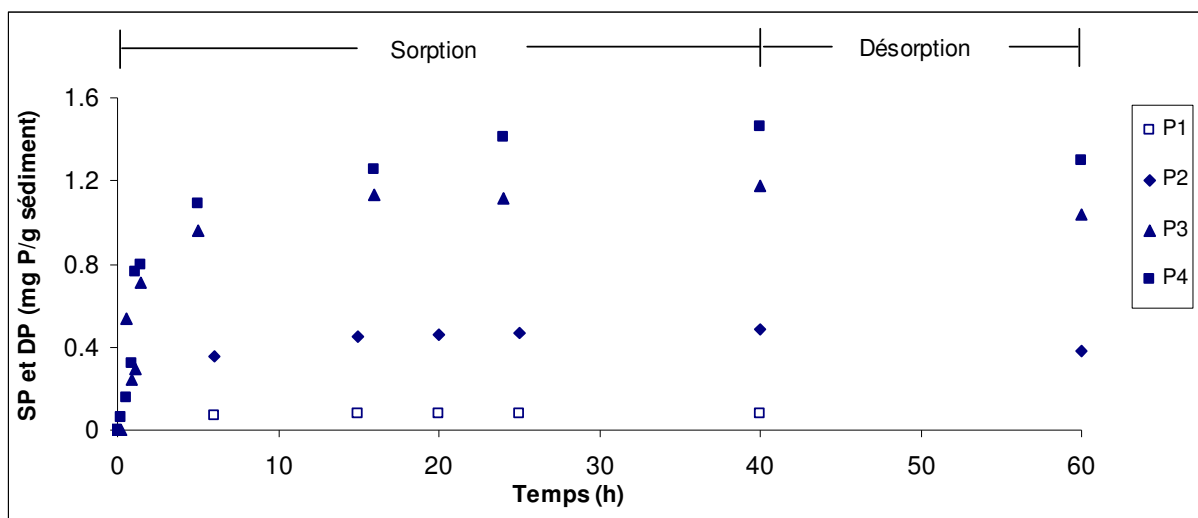


Figure 5.6 Isothermes d'adsorption (AP) réalisées à partir de 4 solutions de concentrations initiales en P : P1=1,0 mg P/L; P2=10 mg P/L; P3=50 mg P/L; P4=100 mg P/L. Désorption (DP) du P des sédiments pour les solutions P1, P2 et P3.

Après 20 heures d'immersion, seulement 21, 12 et 11% du P adsorbé, pour des solutions initiales de 10, 50 et 100 mg P/L respectivement ont été remis en solution. La proportion relative de P relargué a ainsi été plus importante lorsque l'adsorption antérieure fut réalisée avec de faibles concentrations en phosphore.

5.4 Capacité du SCS sur l'enlèvement du phosphore

La courbe cumulative des rejets en phosphore a été établie à partir du P non retenu par la biomasse (Pnt). Cette notion est décrite plus en détail dans la section 4.2. Le gain quotidien en biomasse de poisson n'est pas une donnée connue. Pour tracer cette courbe, un incrément de gain de biomasse a été donné pour chaque unité de moule apportée. Cette méthode d'analyse ne représente probablement pas la réalité mais permet d'offrir une approximation convenable des rejets en P dans le temps. Le phosphore recueilli par le SCS a représenté 24% des rejets totaux en P dans l'étang (Figure 5.6). Ceci dit, les rejets en phosphore soluble ne peuvent être gérés par un système de traitement gravitaire. Si l'on considère que 70% du P des rejets se présentent sous forme particulaire, la capacité du SCS à capter cette fraction particulaire s'élève à 34%.

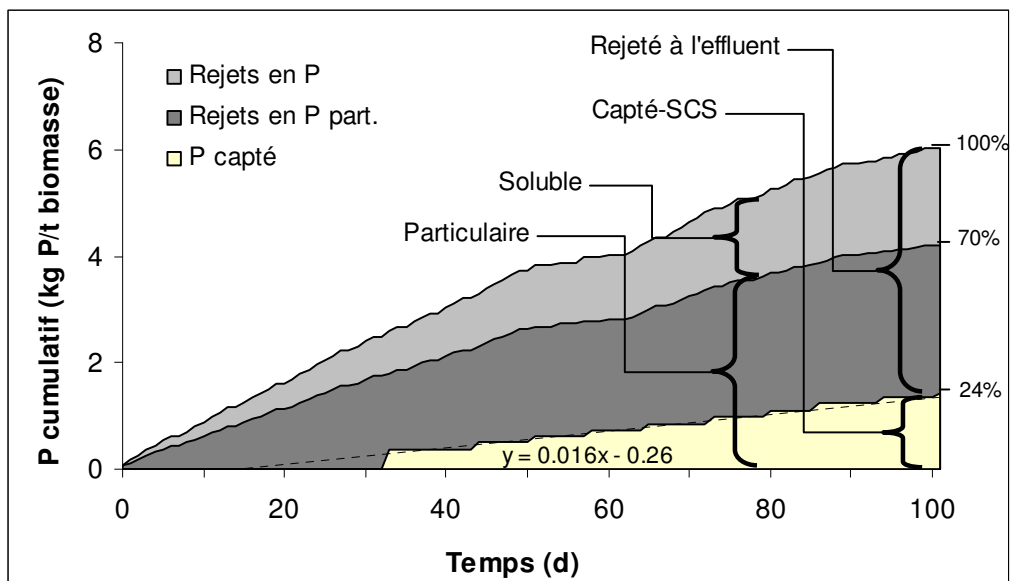


Figure 5.7 Cumulatifs des rejets en P total et particulaire et cumulatif du P capté à partir du SCS.

Le taux d'accumulation du P dans le SCS s'est avéré relativement constant tout au long de la période d'opération. La régression linéaire tracée à partir du cumulatif P recueilli offre une pente de 0,016 kg P/d. Cette donnée permet de prédire l'accumulation potentielle du P dans le SCS dans le contexte de l'étang étudié.

CHAPITRE 6

DISCUSSION GÉNÉRALE

6.1 Régie de production

Les apports quotidiens en moulée ont été très variables au cours de la période de production, principalement dans la deuxième partie de la saison correspondant aux opérations de vidange du SCS. Les apports ont effectivement passé de 10,2 kg de moulée par jour à 6,9 kg par jour avant et après le début des opérations d'échantillonnage. Ceci correspond à une réduction moyenne de près de 30% des apports quotidiens. Le niveau élevé de turbidité de l'eau de l'étang aurait pu entraîner une baisse de l'appétit des poissons vers la fin de la saison de production. C'est dû moins une hypothèse émise par le producteur, qui a été contraint de réduire l'alimentation en cours de saison.

Le rapport entre les quantités de moulée fournies et la biomasse produite a été évalué à 1,05, ce qui est très faible comparativement aux données des études précédentes (Sanchez, 2008 ; Sauvé et al., 2006). L'évaluation de la production de poisson (tailles et poids) lors des récoltes peut être remise en cause pour expliquer ces valeurs. Pour obtenir davantage de confiance dans les données, des évaluations rigoureuses et plus représentatives des stocks pêchés seraient nécessaires.

Les débits de l'étang ont également subi des variations significatives de 130 à 450 m³ par jour. L'utilisation de deux sources d'alimentation différentes utilisées alternativement ou conjointement a été la cause de ces variations. La gestion irrégulière de ces sources par le producteur n'a pas été clairement expliquée par ce dernier.

Ces irrégularités ont fait en sorte de rendre difficile l'analyse de nos résultats. L'étude des facteurs agissant sur le taux d'accumulation des sédiments dans le SCS ainsi que celle des

charges polluantes à l'effluent auraient été plus facilement réalisables avec des régimes constants en eau d'affluent et en alimentation.

6.2 Rejets à l'effluent

Dans la présente étude, la charge en MES à l'effluent a semblé plus fortement corrélée aux débits de l'étang que ne l'ont été les matières volatiles (Figure 5.3). Un regard plus attentif aux résultats obtenus permet cependant de mettre en lumière certaines informations supplémentaires.

Tant pour les valeurs de MES que pour les MVES en fonction du débit, les points situés au dessus des droites de régression correspondent à trois événements particuliers. Pour une première série de données, les valeurs de MES et de MVES correspondantes à un débit de 134 m³/d ont atteint 17,7 kg/d et 2,5 g/d respectivement. Cette série a été obtenue à la semaine #10 de l'échantillonnage et coïncide avec la dernière récolte de poissons. Celle-ci s'étant effectuée à l'aide d'un filet, 4 heures avant l'échantillonnage. Il est raisonnable de penser que le dragage fait par le filet au fond de l'étang entraîne la resuspension des particules. Les deux séries suivantes, où les valeurs de MES et MVES sont au dessus de leurs droites de régression, correspondent aux semaines #4 et #5. Les débits liés à ces séries sont de 157 et 360 m³/d. Les semaines #4 et #5 coïncident avec des séquences de précipitations importantes de 53 et 61 mm sur les 6 jours précédents l'échantillonnage.

Le phosphore à l'effluent n'a pas été influencé par le débit. Au regard des données, seule une pointe à 49,8 g/d peut être identifiée. Cette donnée correspond à la semaine #10 lors de la récolte finale des poissons.

Les épisodes de précipitations importantes ainsi que les récoltes de poissons semblent donc être les principaux facteurs affectant le niveau des rejets à l'effluent. Cela tout du moins dans le cadre de l'étang étudié. Ces observations vont de pair avec l'accumulation des sédiments dans le SCS telles que mentionnées dans les sections 4.3 et 4.4 du présent document. Des études antérieures ont fait état de l'élévation du taux des matières en suspension lors de précipitations

et de récolte de poissons (Banas et al., 2008; Boyd, 2004). Dans ces études les récoltes ont été effectuées, comme dans la présente étude, à l'aide de filets.

Les résultats obtenus ont l'avantage d'identifier les périodes critiques où des actions peuvent être posées afin de limiter les rejets à l'effluent. L'utilisation de filtre à tambour rotatif utilisé de façon ponctuelle lors des récoltes de poissons pourrait s'avérer une solution applicable. Un filtre possédant des pores de 60µm permet de réduire de 67 à 97% les MES d'un bassin de production (Cripps and Bergeim, 2000). Avec des dimensions appropriées, un étang de sédimentation peut abattre jusqu'à 80% de la charge en MES y pénétrant (Stechey et Trudell 1990). Il serait donc judicieux de rediriger l'effluent d'un étang de production vers un étang de sédimentation lors de périodes spécifiques afin d'absorber les charges polluantes.

En conclusion, les échantillonnages de l'effluent ont été réalisés de façon ponctuelle à une fréquence d'une seule fois par semaine. De la même façon, nous n'avons pu mesurer les variations de débits potentiellement causées par les précipitations. Ces échantillonnages clairsemés ne permettent donc pas de tirer des conclusions fiables quand aux réelles variations des charges polluantes à l'effluent. L'utilisation d'un échantillonneur effectuant des prélèvements en continu et couplé à un appareil d'analyse de débit aurait été nécessaire afin d'obtenir des données plus représentatives. Cela aurait été également nécessaire pour la réalisation des bilans en phosphore de l'étang.

6.3 Accumulation des sédiments dans le SCS

6.3.1 Nature des sédiments

Les sédiments recueillis dans le SCS sont composés à plus de 90% par des matières inorganiques. Le système a ainsi accumulé d'importantes quantités de sol provenant du fond de l'étang. Lors de la mise en place du SCS, une certaine quantité de sol à été ajoutée afin de remblayer et de stabiliser la structure. Il est pertinent de croire que cette fraction de sol non-consolidée et mal compactée, soit en partie responsable de la turbidité élevée de l'eau de l'étang ainsi que de l'accumulation élevée d'inorganiques dans le SCS. Afin d'éviter ces conséquences,

le positionnement d'une bâche sur le sol de remblai, autour du SCS, pourrait être proposé. Les analyses granulométriques ont démontré que les particules de sol accumulées ont été de taille inférieure à 200 μm . Celui-ci était donc composé de silt et de sable fin mais comprenant également des quantités importantes d'argile (figure 5.4.C). Cette nature minérale des sédiments a d'ailleurs rendu difficile les opérations de pompage. Lors de la conception initiale du système, le pompage devait être réalisé à l'aide d'une pompe submersible positionnée de façon permanente au fond du SCS. Cette dernière s'est avérée incapable de pomper adéquatement les sédiments, probablement en raison de vitesses de soutirage trop importantes générant des chemins préférentiels. L'usage d'une pompe à déplacement positif a donc été nécessaire pour accomplir les opérations de vidange.

Tel que présenté à la section 4.4, environ 15% de la fraction volatile des sédiments recueillis dans le SCS serait liée à la terre du fond de l'étang (1,3% MVT/MT). Considérant cette fraction, la concentration en MVT des sédiments étant uniquement d'origine piscicole (fèces des poissons et moulée non consommée) se situerait entre 11 et 20 g MVT/L. Des données similaires ont été rapportées pour des boues de salmonidés provenant de bassins circulaires (en béton). Des concentrations en matières volatiles de 16 à 25 g MVT/L ont été mesurées avec des boues à 3% de siccité (Lekang et al, 2000; Summerfelt et al. 1999). Ces mêmes études ont par ailleurs mesuré des concentrations en DCO de 27 à 38 g DCO/L, toujours pour des boues à 3% de siccité. Ces données correspondent aux résultats obtenus dans la présente étude où des concentrations de 28 à 42 g DCO/L ont été obtenues avec les sédiments recueillis.

Ainsi, bien qu'occulté par la fraction minérale, il est raisonnable d'affirmer que le système a été en mesure d'accumuler des quantités appréciables de boues d'origine piscicole.

6.3.2 Performances d'enlèvement du P

L'une des observations principales de cette étude est la régularité du taux d'accumulation du P dans le système de captage des sédiments. La courbe du cumulatif de l'enlèvement du P dans le SCS présente un taux moyen d'accumulation de 16 g P par jour. Ce taux correspond à

l'accumulation d'environ 400 g (sur base sèche) de boue fraîche par jour considérant une concentration en P de 4%.

Le bilan de masse du phosphore de l'étang est présenté plus en détail dans la section 4.4 du présent document. La masse totale en phosphore non intégrée à la biomasse (P_{nt}) a été estimée à 6,1 kg P/tonne de biomasse produite. Le SCS a été en mesure de retenir environ 22% des rejets totaux en phosphore. Ces données tiennent compte du phosphore qui est lié au sol de l'étang et ne provenant pas des apports de moulée.

Si l'on assume que 50% du phosphore des rejets (P_{nt}) est sous forme particulaire, les performances d'enlèvement du P se situent environ 47% du P particulaire. Ces résultats sont d'autant plus surprenants considérant que le SCS représente moins de 1% de la surface totale de l'étang. Un tel système de captage des sédiments positionné sous un aérateur s'avère donc une alternative envisageable pour la réduction des rejets en phosphore. Cette solution peut s'intégrer dans l'ensemble des stratégies disponibles et applicables pour la production en étang. Des essais supplémentaires ainsi que des optimisations de conception sont cependant nécessaires.

Deux facteurs prédominants (outre les facteurs extérieurs : récolte de poissons, précipitations, etc) agissant sur l'accumulation du phosphore sous l'aérateur peuvent être identifiés. Ceux-ci sont le taux relargage du phosphore de la boue piscicole et le taux de resuspension des solides sédimentés causé par l'activité des poissons. Le relargage en phosphore soluble des fèces et de la moulée non consommée est un phénomène rapide pouvant impliquer un large pourcentage du contenu en phosphore. Près de 25 et 60% du P des fèces et de la moulée respectivement peut être solubilisé en moins de 24 heures (Garcia-Ruiz et al., 1996). Cette même étude a démontrée que le relargage en phosphate peut se poursuivre sur plusieurs jours. Le degré de solubilisation du phosphore de la boue serait ainsi lié au temps mais également à la température de la solution (McIntosh et al., 2004).

Puisque la solubilisation du phosphore empêche son enlèvement par des méthodes mécaniques, des purges régulières du système de captage des sédiments sont nécessaires pour optimiser

l'enlèvement du phosphore. La possibilité de réaliser des vidanges sur une base quotidiennes serait un élément important à considérer lors de la conception de futurs systèmes.

6.3.3 Caractérisation du phosphore du SCS

Certaines hypothèses ont été posées afin d'obtenir une caractérisation approximative du phosphore des sédiments. Ces hypothèses sont détaillées ci-haut dans la section 4.4. L'exercice de caractérisation a démontré qu'environ 60% du phosphore des sédiments du SCS était susceptible de provenir de la boue piscicole (P_{nt} particulaire). Environ 13% du P capté dériverait du phosphore contenu originalement dans le sol de l'étang. Ainsi, une fraction approchant les 28% du phosphore des sédiments ne proviendrait d'aucune de ces deux sources. Pour tenter d'expliquer ce phénomène, il a été émise l'hypothèse que ce phosphore serait lié aux sédiments et proviendrait d'adsorptions/précipitations récentes. Les boues sédimentées et fortement chargées en phosphore créent, dans le fond de l'étang, des conditions favorables à l'adsorption sur les sédiments ou encore la précipitation. L'amplification des phénomènes d'adsorption causée par de fortes concentrations en phosphore est largement reconnue dans la littérature (Enell et al. 1988; Golterman, 1995; Gomez et al. 1999; Gunatilaka, 1982). Ainsi, une partie du phosphore soluble provenant de l'hydrolyse des boues peut être adsorbée par les sédiments et ainsi captée dans le SCS.

Les isothermes d'adsorption ont démontrés une capacité maximale de 1,3 mg P/g de sédiment. Considérant la masse de matière inorganique retenue dans le SCS, la fraction manquante de 30% en P citée ci-haut est largement comblée.

6.4 Adsorption du P par les sédiments

Les isothermes d'adsorption du phosphore réalisées à partir des sédiments de l'étang ont montré des cinétiques relativement rapides. En effet plus de 50% de l'adsorption s'est produite dans la première heure et demie. Des résultats similaires d'adsorption rapide du phosphore ont été obtenus par House et al. (1995) à partir de sédiments. Dans cette étude, environ 60% du phosphore a été adsorbé durant les 30 premières minutes. Tel qu'exposé par McGechan et

Lewis (2002) dans leur article de synthèse, deux types d'adsorption du phosphore sur les sédiments sont relatés dans la littérature. Le premier est décrit par des cinétiques rapides, presque instantanées, d'adsorption et de co-précipitation. Le second serait plus lent, se développant souvent à quelques centimètres sous l'interface eau-sédiments.

Les tests d'adsorption ont été réalisés sur une période d'immersion de 40 heures, l'objectif étant de juger de la stabilité de la solution dans le temps. Les résultats ont démontré que les concentrations de phosphates en solution sont demeuré quasi identique entre la 24^{ième} et la 40^{ième} heure d'immersion. L'équilibre de la solution avait donc bien été atteint dans les 24 heures après le début de l'expérimentation.

L'ampleur de la désorption des phosphates à partir des sédiments après 20 heures d'immersion s'est avérée modeste en comparaison aux capacités d'adsorption. Des phénomènes semblables ont été observés par Barrow (1983), où des quantités plus faible de phosphore ont été remises en solution en comparaison avec ce qui avait été préalablement adsorbé. En réalité, il a été démontré qu'un équilibre s'obtient suite à des séquences de désorption/adsorption dont les amplitudes décroissent dans le temps. Il aurait ainsi été pertinent d'effectuer une série de prélèvement à différentes intervalles durant la période de désorption.

L'eau de l'étang possède des niveaux de pH et de dureté élevés. Dans de tel conditions, l'adsorption ou la co-précipitation des phosphates avec le calcium est encouragée (Boström et al., 1988; Golterman, 1995). La formation de formes très stables d'apatite ou de fluoroapatite n'est pas envisageable dans le contexte actuel puisque ces composés se développent sur une échelle de plusieurs années (Golterman, 1998). Il est néanmoins admis que le pH de la solution est le principal facteur régissant la précipitation ou la solubilisation du complexe $\text{CaCO}_3\sim\text{P}$ (Gomez et al. 1999). Dans notre étude, le pH de la solution de désorption est demeuré au dessus de 7,8. Il est ainsi possible de croire que cet environnement ait fait en sorte conserver la forme solide des $\text{CaCO}_3\sim\text{P}$.

6.4.1 Dynamique du phosphore

La présence de boues organiques fraîches dans le fond de l'étang crée des conditions d'acidification et d'anoxie causé par l'hydrolyse de la matière organique (Brady et al,). Cette chute du pH est susceptible de favorisé la solubilisation des $\text{CaCO}_3\sim\text{P}$ et d'encourager la formation de précipité avec les oxyhydroxydes de fer ou d'aluminium (Boers, 1998; Gomez et al. 1999). D'autre part, en absence d'oxygène le transfert des ions Fe^{3+} en Fe^{2+} entraîne la solubilisation du P. La biomasse joue également un rôle prépondérant dans les flux de phosphore avec le milieu en séquestrant le P par incorporation.

En conclusion, la dynamique du phosphore dans l'étang est gérée par une série de phénomènes complexes. Ces conjonctures font en sorte qu'il est difficile d'estimer les conditions précises gouvernant les rejets en phosphores.

CHAPITRE 7

CONCLUSIONS, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

7.1 Conclusions

Les objectifs de ce projet ont été d'une part la caractérisation de l'accumulation et de la nature des sédiments recueillis dans un système de captage. D'autre part d'effectuer un bilan de masse du phosphore afin d'être en mesure d'évaluer les performances de traitement du système de captage.

Une première hypothèse formulée pour cette étude a été que l'utilisation d'un tel système pouvait permettre d'atteindre les objectifs de rejet de 4,2 kg de phosphore par tonne de poisson produit. Or, cette hypothèse n'a pas été vérifiée. Pour la période de production étudiée et avec l'utilisation du SCS, les rejets en phosphore de l'étang ont avoisinés les 4,8 kg P par tonne de poisson produit. Ceci étant, le système de captage n'a pas été opérationnel durant toute la période de production. Il serait donc pertinent, dans une seconde phase expérimentale, de tester le système sur un cycle complet de production. Avec une surface utile de moins de 1% de la surface interne de l'étang, le système de captage des sédiments a néanmoins été en mesure de récupérer près de 47% du phosphore particulaire non intégré par les poissons. Par ailleurs, il faut réaliser que les rejets réels sont comparés à la cible de 4,2 kg P par tonne de poisson produit, après que l'effluent ait été traité dans le bassin de sédimentation.

La réalisation du bilan phosphore ainsi qu'un exercice de fractionnement ont permis d'apprécier la part du phosphore liée à la fraction minérale des sédiments. A l'aide des analyses d'adsorption réalisées sur les sols de l'étang, il a été possible d'évaluer les capacités de fixation du phosphore. L'équation de Langmuir a pu être appliquée avec succès aux

isothermes d'adsorption. Face à ces résultats, l'hypothèse émise est que le phosphore soluble provenant de l'hydrolyse des boues est rapidement minéralisé au contact du sol de l'étang. Le sol subit ainsi un enrichissement en phosphore.

L'accumulation quotidienne des sédiments ainsi que leur nature se sont avérées relativement constantes tout au long de la période expérimentale. Ceci, malgré des variations notables quant aux débits d'eau et aux apports de moulée. Les sédiments ont été de nature principalement minérale, impliquant que des quantités importantes de terre ont pu 'glisser' vers le système de captage. Par ailleurs, la DCO des sédiments récoltés s'est avérée comparable à des boues pures de salmonidé à 3% de siccité. Il est donc possible d'affirmer que l'accumulation des boues dans le SCS a été considérable.

Les récoltes de moulée ont été identifiées comme le principal facteur de remise en suspension des sédiments. Les charges polluantes à l'effluent ont également pu être associées à ces évènements. Des mesures ont d'ailleurs été proposées afin de limiter leurs impacts.

7.2 Recommandations

7.2.1 Instructions méthodologiques

Ces recommandations s'appliquent principalement sur à l'amélioration des paramètres expérimentaux ainsi que pour la réalisation d'un bilan de masse du phosphore.

- Il est nécessaire de conserver une régularité stricte dans les apports de moulée et les niveaux de débits alimentant l'étang tout au long de la période d'analyse.
- Une estimation plus détaillée de la masse moyenne des poissons introduits et prélevés de l'étang devrait être réalisée. La méthode d'analyse utilisée doit offrir une évaluation représentative de l'ensemble du cheptel.
- Le système de captage des sédiments devrait être opérationnel en continu durant toute la période de production.
- Un échantillonneur couplé à l'appareil mesurant les débits de façon régulière devrait être positionné à l'effluent de l'étang afin de connaître avec plus de précision les rejets en phosphore durant la phase expérimentale.
- Il serait pertinent de réaliser un fractionnement du phosphore des sédiments recueillis dans le système de captage. Ceci afin de mieux connaître le part du phosphore liée à chaque élément du système à savoir la matière organique, le fer, l'aluminium et le calcium.
- Enfin il serait pertinent d'évaluer les masses de boues et de phosphore non captés par le SCS à la fin du cycle de production, lors de la vidange de l'étang. Ceci permettrait d'obtenir une meilleure estimation du bilan de masse en phosphore.

7.2.2 Critères pour la conception d'un système de captage des sédiments d'un étang de production piscicole.

Structure de captage des sédiments :

- Les parois de la structure doivent respecter une inclinaison d'au moins 60° et être suffisamment lisses afin de limiter l'adhésion des boues sur celles-ci et de faciliter leurs descentes.
- La partie supérieure de la structure pourrait être surélevée de 10 à 20 cm par rapport au fond de l'étang. Ce positionnement éviterait le glissement de la terre dans la structure et permettrait ainsi d'obtenir une boue moins minérale. Cette disposition ayant comme objectif de faciliter les opérations de pompage et de limiter les quantités de sédiments à gérer.
- Lors de la mise en place du système de captage au fond de l'étang, il serait préférable qu'un géotextile soit positionné sur le sol de remblai autour du SCS. Ceci afin d'éviter que ce sol lâche soit remis en suspension, ne détériore la qualité de l'eau de l'étang et s'accumule dans le SCS.
- Dans l'éventualité où les vidanges sont réalisées à partir d'un drain au fond de la structure, ce drain devrait avoir un diamètre d'au moins 6 pouces (15 cm). Cette taille de drain est nécessaire afin d'éviter le colmatage possible par des carcasses de poisson ou autres débris potentiels pouvant se retrouver dans la structure.
- Toujours dans l'éventualité de vidanges s'effectuant par un drain de fond, il serait envisageable de concevoir une structure de forme conique. En fonction de l'angle de positionnement du drain, il serait possible de créer un mouvement cyclonique de l'eau lors des vidanges. Ce mouvement faciliterait le décollement des particules adhérentes à la surface du cône. Préalablement à une conception à échelle réelle, il serait souhaitable de réaliser des essais en laboratoire sur une structure pilote.

Paramètres opérationnels :

- Nous recommandons que les vidanges de la structure de captage s'effectuent de façon quotidienne plutôt qu'hebdomadaire. Les purges fréquentes sont nécessaires pour limiter le relargage du phosphore contenu dans les boues.
- Il serait souhaitable qu'un nettoyage des parois de la structure soit accompli de façon régulière afin de décoller les boues pouvant y être adhérentes.
- Lors des opérations de vidange, il est possible que des poissons sains soient aspirés avec les flux d'eau. Afin d'éviter cet inconvénient une méthode permettant d'éloigner ou de contraindre les poissons hors de la zone de captage reste à concevoir.
- Le système de captage devra être muni d'une pompe adéquate pouvant accepter d'éventuels débris comme des herbes, des carcasses de poisson ou autres matières grossières, sans en affecter son fonctionnement. Dans le présent projet, une pompe à diaphragme a été nécessaire pour atteindre cet objectif.

Environnement de l'étang :

- Il est fréquent que des touffes d'herbes hautes se développent au pourtour des étangs de production. Nous avons observé à plusieurs reprises des accumulations importantes de débris provenant de ces herbes dans le système de captage. Ces matières ont provoqué un colmatage des pompes et des conduits. Ainsi, afin d'éviter ces encombrement, nous recommandons que les abords de l'étang soit recouvert d'une bâche opaque. De la même façon, les résidus de tonte des secteurs engazonnés à proximité des étangs devraient être ramassés et exportés. Ces résidus aboutissent fréquemment dans les étangs lors de fortes précipitations.

7.2.3 Autres recommandations

Les épisodes de fortes précipitations et les opérations de récolte des poissons ont été identifiés comme les principaux facteurs de remise en suspension des sédiments. Par conséquent, ces circonstances entraînent l'augmentation des charges polluantes à l'effluent. Différentes solutions peuvent donc être proposées afin de limiter l'impact de ces événements. Les mesures présentées s'appliquent néanmoins davantage aux opérations de récoltes de poissons.

- Lors de la récolte des poissons, il serait possible de couper l'apport d'eau de l'étang concerné durant une période suffisante pour permettre la re-sédimentation des particules en suspension. Il est nécessaire de contrôler durant ces périodes les concentrations en oxygène dissout et en ammoniacque afin de préserver la santé des poissons.
- Un système de microfiltration portatif pourrait être utilisé pour traiter les effluents lors des récoltes. Des filtres à tambour pourvus de mailles de 60 à 90 microns sont disponibles sur le marché et ont démontré des niveaux appréciables d'enlèvement des MES. Cette solution implique que les installations permettent la mise en place et le fonctionnement de ce type d'appareil.

Enfin, afin de mieux comprendre, de prédire et d'extrapoler les paramètres menant à l'accumulation des sédiments sous les aérateurs et il serait pertinent d'entreprendre une modélisation du système. Il serait alors possible de configurer de façon optimale la taille des étangs, leurs profondeurs et les forces d'aérateur pour atteindre l'accumulation maximale de boues.

7.3 Perspectives

Diverses configurations de systèmes peuvent être imaginées pour recueillir et extraire les sédiments accumulés sous un aérateur de surface. Ces systèmes doivent par ailleurs être réalisable dans le contexte de piscicultures en étangs, impliqués des coûts raisonnable quant aux infrastructures et équipements nécessaires, être simple d'opération et robustes face aux contraintes (colmatage, gel, bris d'équipement, etc.).

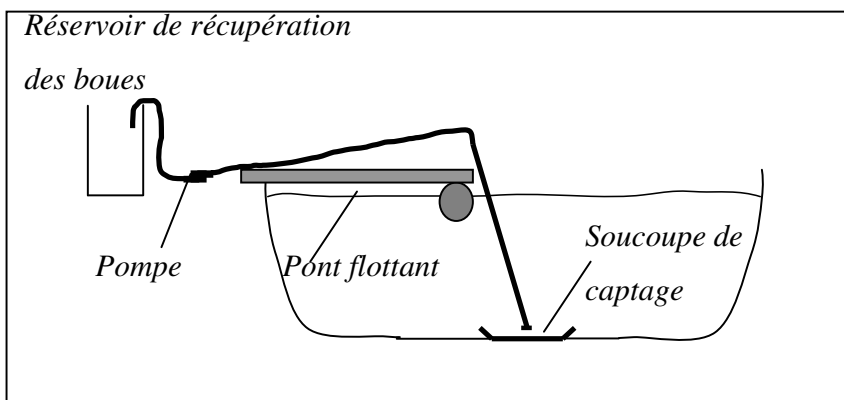
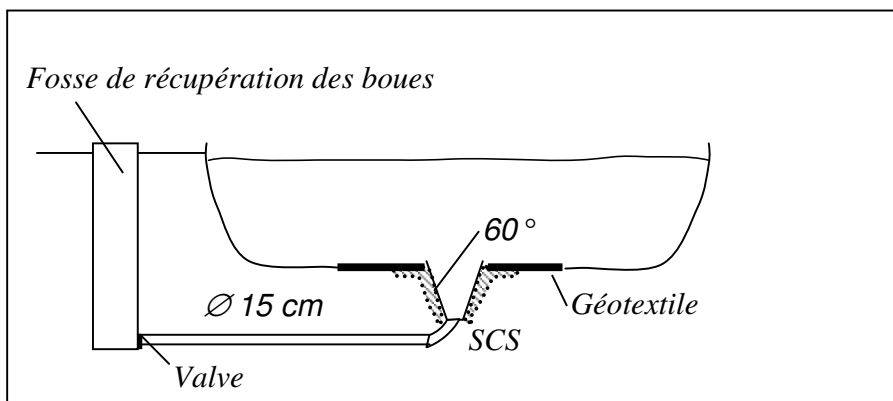
Trois scénarios seront ici proposés comme possibilité de traitement. Les avantages et les inconvénients de chacun de ses systèmes sont présentés au tableau 7.1. Dans le premier scénario, aucun système de captage des sédiments n'est prévu et la vidange des boues est effectuée de façon conventionnelle, c'est-à-dire à la fin du cycle de production par excavation.

Le second scénario consiste en un système de captage peu profond en forme de soucoupe placé sous l'aérateur (Figure 7.1). Ce système peut être simplement déposé au fond de l'étang sans besoin d'excavation pour sa mise en place. Les rebords de cette structure sont surélevés pour éviter l'accumulation de sol. Les vidanges s'effectuent manuellement en pompant régulièrement les boues accumulées. Ce système a l'avantage de requérir de faibles besoins en infrastructure et est robuste quant aux problématiques potentielles. Cependant, il implique une main d'œuvre important pour les opérations de vidange.

Le troisième scénario est un système de captage similaire au système conçu et présenté dans la présente étude. Cependant, la vidange du système s'effectue par entraînement gravitaire à l'aide d'un drain de fond et contrôlé par une valve, vers une fosse adjacente à l'étang (Figure 7.2). Ce type d'infrastructure requière d'avantage de travaux pour sa mise en place et est plus coûteux en matériel. Il est également plus sensible face aux risques de colmatage, de bris d'équipement ou de gel des conduites durant l'hivers. Ceci dit, ce système offre l'avantage de vidanges rapides et facilement réalisables, ne demandant que très peu de main d'œuvre.

Tableau 7.1 Avantages et inconvénients de trois scénarios de gestion des boues des étangs piscicoles

	Avantages		Désavantages
Scénario 1	Aucun système de vidange	<ul style="list-style-type: none"> - Aucune infrastructure nécessaire - Une seule vidange par an, par excavation 	<ul style="list-style-type: none"> - Séjour prolongé des boues dans l'étang - Limites dans l'atteinte des objectifs de rejets
Scénario 2	Vidange par aspiration	<ul style="list-style-type: none"> - Peu d'infrastructure et d'équipement nécessaire - Faibles coûts d'installation - Aucune excavation nécessaire - Simple d'opération - Fiabilité accrue, faible risque de colmatage sévère - Système mobile si besoin 	<ul style="list-style-type: none"> - Opérations plus contraignantes en main d'œuvre - Stress accru pour les poissons
Scénario 3	Vidange par entraînement gravitaire	<ul style="list-style-type: none"> - Facilité d'opération - Peu de main d'œuvre nécessaire 	<ul style="list-style-type: none"> - Infrastructures considérables nécessaires - Investissement pouvant être important - Risque de blocage des conduits entraînant l'arrêt des opérations - Opérations complexe sinon impossible en période hivernale - Système fixe, non mobile

Figure 7.1 Scénario 2- Vidanges par aspiration des boues**Figure 7.2 Scénario 3- Vidanges par entraînement gravitaire**

RÉFÉRENCES

- AAQ, MAPAQ, MDDEP, et TFAEDQ. (2003). *Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce du Québec*. Association des aquaculteurs du Québec avec la participation de [i.e. du] Ministère de l'environnement, Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de l'alimentation. Tiré de la Bibliothèque nationale du Québec: <http://catalogue.banq.qc.ca>.
- Ackefors, H. and Enell, M., 1994. The release of nutrients and organic matter from aquaculture systems in Nordic countries. *Journal of Applied Ichthyology* 10(4), 225-241.
- APHA, AWWA, WEF, Eaton, A.D., Clesceri, L.S., Rice, E.W., Greenberg, A.E. and Franson, M.A.H. (2005) *Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater: Centennial Edition*, American Public Health Association (APHA), New York.
- Avnimelech, Y., Kochva, M. and Hargreaves, J.A., 1999. Sedimentation and Resuspension in Earthen Fish Ponds. *Journal of the World Aquaculture Society* 30(4), 401-409.
- Banas, D., Masson, G., Leglize, L., Usseglio-Polatera, P. and Boyd, C.E., 2008. Assessment of sediment concentration and nutrient loads in effluents drained from extensively managed fishponds in France. *Environmental Pollution* 152(3), 679-685.
- Bergheim, A., Sanni, S., Indrevik, G. and Holland, P., 1993. Sludge removal from Salmonid tank effluent using rotating microsieves. *Aquacultural Engineering* 12(2), 97-109.
- Bergheim, A. and Asgard, T., 1996 Waste production from aquaculture In: D.J. Baird, M.C.M. Beveridge, L.A. Kelly and J.F. Muir, Editors, *Aquaculture and Water Resource Management*, Blackwell (1996), pp. 50-80.
- Bergheim, A., Cripps, S.J., Liltved, H., 1998. A system for the treatment of sludge from land-based fish-farms. *Aquat. Liv. Res.* 11, 279-287.

- Berkheiser, V. E., Street J. J., Rao P. S. C., Yuan T. L., 1980. Partitioning of inorganic orthophosphate in soil-water systems. *CRC Crit. Rev. Envir. Control*. 10: 179-224.
- Boström, B., Andersen, J.M., Fleischer, S. and Jansson, M., 1988a. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia* 170(1), 229-244.
- Boström, B., Persson, G. and Broberg, B., 1988b. Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. *Hydrobiologia* 170(1), 133-155.
- Boyd, C.E., 1995 *Bottom Soil, Sediment and Pond Aquaculture*, Chapman and Hall, New York.
- Boyd, C.E., Wood, C.W., Thunjai, T., 2002. *Aquaculture pond bottom soil quality management*. Aquaculture. Collaborative Research Support Program. Oregon State University, Corvallis, Oregon. www.pdacrsp.orst.edu.
- Boyd, C.E., 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture* 226(1-4), 101-112.
- Boyd, C.E., 1998. Pond water aeration systems. *Aquacultural Engineering* 18(1), 9-40.
- Brady, N.C., Weil, R.R. 2004. *Elements of the nature and properties of soils*, 2nd Edition. Pearson, Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ. 606 p.
- Brinker, A., Koppe, W. and Rosch, R., 2005. Optimised effluent treatment by stabilised trout faeces. *Aquaculture* 249(1-4), 125-144.
- Chambers, P. A., Guy, M., Roberts, E. S., Charlton, M. N., Kent, R., Gagnon, C., G., G., et N., F. (2001). *Les éléments nutritifs et leurs effets sur l'environnement au Canada* Environnement Canada, Ottawa (Ont.).

- Chen, S., Stetchey, D., Malone, R.F., 1994a. Suspended solids control in recirculating aquaculture systems. In: Timmons, M.B., Losordo, T.M. (Eds.), *Aquaculture Water Reuse Systems: Engineering Design and Management*. Elsevier, Amsterdam, pp. 61–100.
- Chen, S., Coffin, D., E. and Malone, R., F. , 1997. Sludge Production and Management for Recirculating Aquacultural Systems. *Journal of the World Aquaculture Society* 28(4), 303-315.
- Chesness, J.L., Poole, W.H., Hill, T.K., 1975. Settling basin design for raceway fish production systems. *Trans. ASAE* 18, 159–162.
- Cho, C.Y. and Bureau, D.P., 2001. A review of diet formulation strategies and feeding systems to reduce excretory and feed wastes in aquaculture. *Aquaculture Research* 32(s1), 349-360.
- Comeau, Y. and Brisson, J., 2000. Utilisation de marais artificiels avec substrat calcaire pour l'épuration d'eaux de rejets de pisciculture : rapport final, Société de recherche et développement en aquaculture continentale (SORDAC) inc., Montréal (Québec), Canada.
- Comeau, Y., Brisson, J. and Chazarenc, F., 2006. Traitement de boues piscicoles par marais artificiel et lit filtrant de déphosphatation Société de recherche et développement en aquaculture continentale (SORDAC) Inc., Montréal (Québec), Canada.
- Comeau, Y., Brisson, J., Reville, J.P., Forget, C. and Drizo, A., 2001. Phosphorus removal from trout farm effluents by constructed wetlands. *Water Science and Technology* 44(11-12), 55-60.
- Correll, D.L., 1998. The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. *J Environ Qual* 27(2), 261-266.

- Dosdat, A., Métailler, R., Desbruyères, E. and Huelvan, C., 1998. Comparison of brown trout (*Salmo trutta*) reared in fresh water and sea water to freshwater rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): II. Phosphorus balance. *Aquating Living Resources* 11(1), 21-28.
- Edzwald, J.K., Toensing, D.C. and Leung, M.C.-Y., 1976. Phosphate adsorption reactions with clay minerals. *Environmental Science & Technology* 10(5), 485-490.
- Enell, M. and Löfgren, S., 1988. Phosphorus in interstitial water: methods and dynamics. *Hydrobiologia* 170(1), 103-132.
- Evans, D.J., Johnes, P.J. and Lawrence, D.S., 2004. Physico-chemical controls on phosphorus cycling in two lowland streams. Part 2-The sediment phase. *Science of The Total Environment* 329(1-3), 165-182.
- Forget, C. (2001) Elimination du phosphore dissous des effluents piscicoles a l'aide de materiaux granulaires reactifs. M.Sc.A., Ecole Polytechnique, Montreal (Québec), Canada.
- Foy, R.H. and Rosell, R., 1991. Fractionation of phosphorus and nitrogen loadings from a Northern Ireland fish farm. *Aquaculture* 96(1), 31-42.
- Garcia-Ruiz, R. and Hall, G.H., 1996. Phosphorus fractionation and mobility in the food and faeces of hatchery reared rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture* 145(1-4), 183-193.
- Golterman, H., 1997. The distribution of phosphate over iron-bound and calcium-bound phosphate in stratified sediments. *Hydrobiologia* 364(1), 75-81.

- Golterman, H.L., 1995. The role of the ironhydroxide-phosphate-sulphide system in the phosphate exchange between sediments and overlying water. *Hydrobiologia* 297(1), 43-54.
- Gomez, E., Durillon, C., Rofes, G. and Picot, B., 1999. Phosphate adsorption and release from sediments of brackish lagoons: pH, O₂ and loading influence. *Water Research* 33(10), 2437-2447.
- Gowen, R. J., Rosenthal, H., Mikinen, T., Ezzi, I., 1990. Environmental impacts of aquaculture activities. In: *Aquaculture Europe'89 - Business Joins Science*, eds N. de Pauw & R. Billard. European Aquaculture Society, Spec. Publ. No. 12, Bredene, Belgium, pp. 257-283.
- Grandjean, B., 2006. Traitement des eaux usées industrielles, GCH 20273. Département de génie chimique, Université Laval. Québec.
- Gunatilaka, A., 1982. Phosphate adsorption kinetics of resuspended sediments in a shallow lake, Neusiedlersee, Austria. *Hydrobiologia* 91-92(1), 293-298.
- Heinen, J.M., Hankins, J.A. and Adler, P.R., 1996. Water quality and waste production in a recirculating trout-culture system with feeding of a higher-energy or a lower-energy diet. *Aquaculture Research* 27(9), 699-710.
- Henderson, J.P., Bromage, N.R., 1988. Optimising the removal of suspended solids from aquacultural effluents in settled lakes. *Aquacult. Eng.* 7, 167-181.
- IDEQ (Idaho Department of Environmental Quality). Idaho Waste Management Guidelines for Aquaculture Operations. Idaho Department of Environmental Quality. <http://www2.state.id.us/deq/water/gw/Aquaculture_Guidelines.pdf>. Accessed June 2009.

- Jiménez-Montealegre, R., Verdegem, M., Zamora, J.E. and Verreth, J., 2002. Organic matter sedimentation and resuspension in tilapia (*Oreochromis niloticus*) ponds during a production cycle. *Aquacultural Engineering* 26(1), 1-12.
- Jonsson, A., 1997. Fe and Al sedimentation and their importance as carriers for P, N and C in a large humic Lake in Northern Sweden. *Water, Air, & Soil Pollution* 99(1), 283-295.
- Lall, S.P., 1991. Digestibility, metabolism and excretion of dietary phosphorus in fish. In: Cowey, C.B., Cho, C.Y. (Eds.), *Nutritional Strategies and Aquaculture Waste. Proceedings of the First International Symposium on Nutritional Strategies in Management of Aquaculture Waste*, University of Guelph, Ontario, Canada, pp. 21–36.
- Liénard, A., Esser, D., Deguin, A., Virloget, F. (1990). Sludge dewatering and drying in reed beds : an interesting solution ? General investigation and first trials in France. In : *Constructed Wetlands in Water Pollution Control (Adv. Wat. Pollut. Control n°11)*. Ed. Cooper P.F. and Findlater B.C. Pergamon Press, United Kingdom, 183-192.
- Maillard, V.M., Boardman, G.D., Nyland, J.E. and Kuhn, D.D., 2005. Water quality and sludge characterization at raceway-system trout farms. *Aquacultural Engineering* 33(4), 271-284.
- MAPAQ, 2005. Rapport annuel de gestion 2004-2005, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Québec.
- MAPAQ, MDDEP et AAQ. 2005. Rapport global. Phase 1 – portrait aquaenvironnemental de la Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce au Québec.
- Marcotte, D. (2008). Évaluation de la proportion du phosphore récupéré par l'enlèvement des boues des étangs d'élevage. Société de recherche et de développement en aquaculture continentale (SORDAC) Inc.

- McDowell, R. and Condron, L., 2001. Influence of soil constituents on soil phosphorus sorption and desorption. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 32(15), 2531 - 2547.
- McGechan, M.B. and Lewis, D.R., 2002. SW--Soil and Water: Sorption of Phosphorus by Soil, Part 1: Principles, Equations and Models. *Biosystems Engineering* 82(1), 1-24.
- MENV, 2002. "Guide pour l'étude des technologies conventionnelles de traitement des eaux usées d'origine domestique". <http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/eauxusees/domestique/index.htm>.
- Metcalf & Eddy, Tchobanoglous, G., Burton, F. L., et Stensel, H. D. (2003). *Wastewater engineering: treatment and reuse* (4th^e éd.). New York, McGraw-Hill.
- Montgomery J. M. Consulting Engineers, Inc. 1986. *Water Treatment Principles and Design*. Wiley-Interscience, John Wiley and Sons. New York, NY. 712 p.
- Morin, R. (2004) *La production piscicole au Québec*. Document d'information., Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Québec.
- Morin, R. (2007). *La production piscicole au Québec*. Document d'information. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ).
- Mudrak, V.A., 1981. Guidelines for economic commercial fish hatchery wastewater treatment systems. In: Allen, L.J., Kinney, E.C. (Eds.), *Proceedings of the Bio-Engineering Symposium for Fish Culture*. American Fisheries Society, Bethesda, MD, pp. 174–182.
- Naylor, S.J., Moccia, R.D. and Durant, G.M., 1999. The Chemical Composition of Settleable Solid Fish Waste (Manure) from Commercial Rainbow Trout Farms in Ontario, Canada. *North American Journal of Aquaculture* 61(1), 21-26.

- Ouellet, G. (1999) Les rejets des stations piscicoles et leurs impacts environnementaux, Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation, Direction de l'innovation et des technologies, Québec.
- Patterson R.N., Watts K.C., Timmons M.B., 1999. The power law in particle size analysis for aquacultural facilities. *Aquacult. Eng.* **19**
- Peterson, E.L., Wadhwa, L.C. and Harris, J.A., 2001. Arrangement of aerators in an intensive shrimp growout pond having a rectangular shape. *Aquacultural Engineering* 25(1), 51-65.
- Rhue, R.D., Harris, W.G., 1999. Phosphorus sorption/desorption reactions in soils and sediments. *In* Reddy, K. R., G. A. O'Connor, and C. L. Schelske, editors. *Phosphorus Biogeochemistry in Subtropical Ecosystems*. Lewis Publishers. Boca Raton, FL, USA.
- Sanchez-Barrios, C.G. 2008. FLUX DE PHOSPHORE ET COLLECTE DES BOUES D'UNE PISCICULTURE DE MOYENNE TAILLE. Mémoire de maîtrise. Université de Montréal, Ecole Polytechnique de Montréal. 95 p.
- Sauvé, S., Donisa, C., Roy, A. G., Courchesne, F., Boyer, C., Turmel, M.-C., et François, M. (2006). Caractérisation de la dynamique du phosphore dans une pisciculture de salmonidés en étangs (Rapport final: Société de recherche et de développement en aquaculture continentale [SORDAC] Inc.). Québec: Université de Montréal.
- Smith, V.H., Tilman, G.D. and Nekola, J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100(1-3), 179-196.
- Stechey, D. et Y. Trudell. 1990. Aquaculture wastewater treatment : wastewater characterization and development of appropriate treatment technologies for the Ontario trout production

industry. Rapport préparé par Canadian Aquaculture Systems pour Ministry of Environment, Environmental Services, Water Ressources Branch, Toronto, Ontario. 88 p.

Stewart, N.T., Boardman, G.D. and Helfrich, L.A., 2006. Characterization of nutrient leaching rates from settled rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) sludge. *Aquacultural Engineering* 35(2), 191-198.

Stumm, W., Morgan, J.J., 1996. *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, 3rd Edition. John Wiley & Sons. New York. 1022 p.

Summerfelt, S.T., Adler, P.R., Glenn, D.M. and Kretschmann, R.N., 1999a. Aquaculture sludge removal and stabilization within created wetlands. *Aquacultural Engineering* 19(2), 81-92.

Summerfelt, S.T., Adler, P.R., Glenn, D.M. and Kretschmann, R.N., 1999b. Aquaculture sludge removal and stabilization within created wetlands. *Aquacult. Eng.* 19(2), 81-92.

USEPA (1983) *Methods for chemical analysis of water and wastes*. USEPA-600/4-79-020. Total phosphorous, Method 365.4. Laboratory, E.M.a.S. (ed), pp. 365.361-361 and 365.364-361, U.S. Environmental Protection Agency (U.S.EPA).

vanLoon, G.W., Duffy, S.J., 2000. *Environmental Chemistry. A global perspective*. Oxford University Press. New York. 492 p.

Xuereb, C., Poux, M., Bertrand, J. *Agitation et mélange. Aspects fondamentaux et applications industrielles*. 2006. Éditions Dunod, Paris.

ANNEXES

Annexe 7.1. Caractéristiques physico-chimiques des eaux de l'étang

Paramètres	Dates										
	04-juil	08-juil	15-juil	22-juil	29-juil	05-août	13-août	20-août	26-août	03-sept	10-sept
Etang											
pH	7.65	7.57	7.38	7.39	7.57	7.21	7.11	6.93	7.28	7.42	7.14
Temp. °C	14	17.7	14.6	13.2	14.2	14.4	11	9.4	11.4	13.1	10.5
Alcalinité mg/L			152.0	176.3	181.1	163.7	162.5	169.4	180.4	181.8	176.4
Conductivité mS/cm		0.225			0.233	0.231	0.237	0.245	0.237	0.234	0.238
Dureté totale mgCaCO ₃ /L		162	166		159			164		165	
Dureté calc. mgCaCO ₃ /L		131	134		129			130		134	
Affluent											
pH				6.78	6.93	6.79	6.64	6.48	6.56	6.68	6.59
Temp. °C				8.1	7.4	7.6	7.3	7	7.1	7.5	7.1
Alcalinité mg/L			161.4	182.1	180.2	155.0	172.9	163.5	179.4	181.4	177.6
Conductivité mS/cm					0.239	0.223	0.22	0.224	0.226	0.233	0.224
Dureté totale mgCaCO ₃ /L		200	198		202			204		194	
Dureté calc. mgCaCO ₃ /L		148	143		145			152		146	

Annexe 7.2. MES et MVES de l'affluent, du centre et l'effluent de l'étang.

Date	Volume mL	Coupelle g	105° g	550° g	MES g	MVES								
						g/L	STDEV	moy.	g	g/L	STDEV	moy.	%	
Effluent														
407	50	1.4236	1.4318	1.4310	0.0082	0.164				0.00075	0.015			9.2
		1.4312	1.4398	1.4391	0.0086	0.173				0.00075	0.015			8.7
		1.4158	1.4241	1.4235	0.0083	0.166	0.005	0.167		0.00055	0.011	0.002	0.014	6.6
1507	50	1.4178	1.4238	1.4232	0.0060	0.120				0.00065	0.013			10.8
		1.4213	1.4271	1.4264	0.0058	0.115				0.00065	0.013			11.3
		1.4316	1.4376	1.4370	0.0060	0.119	0.003	0.118		0.00055	0.011	0.001	0.012	9.2
2207	50	1.4101	1.414	1.4136	0.0039	0.078				0.00040	0.008			10.3
		1.4262	1.4299	1.4295	0.0037	0.074				0.00040	0.008			10.8
		1.4199	1.424	1.4236	0.0041	0.082	0.004	0.078		0.00040	0.008	0.000	0.008	9.8
2907	50	1.4238	1.4309	1.4304	0.0071	0.142				0.00050	0.010			7.0
		1.4318	1.4389	1.4384	0.0071	0.142				0.00050	0.010			7.0
		1.4183	1.4253	1.4249	0.0070	0.140	0.001	0.141		0.00040	0.008	0.001	0.009	5.7
508	50	1.4233	1.4335	1.433	0.0102	0.204				0.00050	0.010			4.9
		1.425	1.4349	1.4342	0.0099	0.198				0.00070	0.014			7.1
		1.4151	1.425	1.424	0.0099	0.198	0.003	0.200		0.00100	0.020	0.005	0.015	10.1
1308	50	1.4132	1.4197	1.4187	0.0065	0.130				0.00100	0.020			15.4
		1.3926	1.4046	1.4035	0.0120	0.120				0.00110	0.011			9.2
		1.4149	1.4211	1.4205	0.0062	0.124	0.005	0.125		0.00060	0.012	0.005	0.014	9.7
2008	50	1.4189	1.4244	1.4241	0.0055	0.110				0.00030	0.006			5.5
		1.4246	1.4315	1.4307	0.0069	0.138	0.020	0.124		0.00080	0.016	0.007	0.011	11.6
2608	50	1.4356	1.4398	1.4394	0.0042	0.084				0.00040	0.008			9.5
		1.4139	1.4191	1.4186	0.0052	0.104				0.00050	0.010			9.6
		1.4354	1.4402	1.4398	0.0048	0.096	0.010	0.095		0.00040	0.008	0.001	0.009	8.3
309	50	1.4114	1.4144	1.4142	0.0030	0.060				0.00020	0.004			6.7
		1.4124	1.4156	1.4154	0.0032	0.064				0.00020	0.004			6.2
		1.4093	1.4126	1.4124	0.0033	0.066	0.003	0.063		0.00020	0.004	0.000	0.004	6.1
1009	50	1.4153	1.4191	1.4187	0.0038	0.127				0.00040	0.013			10.5
		1.4319	1.4356	1.4356	0.0037	0.123				0.00000	0.000			0.0
		1.4175	1.4219	1.4211	0.0044	0.147	0.013	0.132		0.00080	0.027	0.009	0.020	18.2
Centre														
2907	50	1.4187	1.4269	1.4264	0.0082	0.164				0.00050	0.010			6.1
		1.4234	1.4316	1.431	0.0082	0.164				0.00060	0.012			7.3
		1.4094	1.4177	1.4173	0.0083	0.166	0.165			0.00040	0.008		0.010	4.8
1308	50	1.4192	1.4232	1.4226	0.0040	0.080				0.00060	0.012			15.0
		1.4174	1.421	1.4208	0.0036	0.072				0.00020	0.004			5.6
		1.4173	1.4216	1.4215	0.0043	0.086	0.079			0.00010	0.002		0.006	2.3
309	50	1.3925	1.3976	1.3972	0.0051	0.102				0.00040	0.008			7.8
		1.4117	1.4162	1.4159	0.0045	0.090				0.00030	0.006			6.7
		1.3934	1.3977	1.3974	0.0043	0.086	0.093			0.00030	0.006		0.007	7.0
1009	50	1.4357	1.4378	1.4378	0.0021	0.070				0.00000	0.000			0.0
		1.4283	1.43	1.43	0.0017	0.057				0.00000	0.000			0.0
		1.4276	1.4296	1.4296	0.0020	0.067	0.064			0.00000	0.000		0.000	0.0
Affluent														
407	30	1.4269	1.4272	1.427						0.000200	0.0067			
		1.425	1.4255	1.425	0.000300	0.0100				0.000500	0.0167			
		1.4238	1.4243	1.424	0.000500	0.0167				0.000300	0.0100			
2907	50				0.000500	0.0167								
		1.426	1.4256								0.000			
		1.4297	1.4298		-0.000400	-0.008					0.000			
508	50	1.4161	1.4162		0.000100	0.002					0.000			
					0.000100	0.002					0.000			
		1.4247	1.4247	1.4246							0.000			
2008	100	1.4266	1.4267	1.4267	0.000000	0.000					0.000			
		1.417	1.417		0.000100	0.002					0.000			
					0.000000	0.000					0.000			
2008	100	1.418	1.4177								0.000			
		1.4075	1.4067		-0.000300	-0.006					0.000			
					-0.000800	-0.016								

Annexe 7.3. Phosphore à l'effluent de l'étang

Dates	P tot.	Moy. mg/L	STDEV mg/L
	mg/L		
04-juil	0.059	0.059	0.017
	0.075		
15-juil	0.042	0.120	0.006
	0.118		
22-juil	0.127	0.164	0.004
	0.116		
29-juil	0.167	0.198	0.015
	0.159		
05-août	0.166	0.138	0.026
	0.182		
13-août	0.211	0.044	0.011
	0.200		
20-août	0.157	0.067	0.006
	0.109		
26-août	0.149	0.179	0.032
	0.038		
03-sept	0.057	0.142	0.067
	0.038		
10-sept	0.066	0.156	0.027
	0.062		
	0.074		
	0.155		
	0.166		
	0.215		
	0.105		
	0.219		
	0.101		
	0.176		
	0.168		
	0.125		

Annexe 7.4. Mesures de débit

Date	Débits		L/sec	L/min	L/min	STDEV
	Temps sec.	Volume L				
04-juil	2.37	12.2	5.15	308.9		
	2.84	14	4.93	295.8		
	2.72	14.4	5.29	317.6		
08-juil	2.4	13.2	5.50	330.0	313.1	14.4
	2.23	11.1	4.98	298.7		
	2.24	11	4.91	294.6	296.6	2.8
15-juil	3.77	12.1	3.21	192.6		
	6.01	15.5	2.58	154.7	173.7	26.8
22-juil	5.8	10	1.72	103.45		
	8.59	12.5	1.46	87.31		
	7.37	11.9	1.61	96.88	95.9	8.1
29-juil	5.5	10	1.82	109.09		
	5.7	10.5	1.84	110.53	109.8	1.0
05-août	3.23	13.8	4.27	256.35		
	3.07	12.9	4.20	252.12		
	3.11	12.5	4.02	241.16	249.9	7.8
13-août	3.53	13.2	3.74	224.36		
	3	10.8	3.60	216.00		
	3.25	13	4.00	240.00	226.8	12.2
20-août	3.52	13.3	3.78	226.70		
	3.4	12.3	3.62	217.06		
	3.71	13.1	3.53	211.86	218.5	7.5
26-août	6.69	11	1.64	98.65		
	5.62	10.6	1.89	113.17		
	7.75	12.6	1.63	97.55	103.1	8.7
03-sept	7.1	10	1.41	84.51		
	7.6	12	1.58	94.74		
	8.11	12.1	1.49	89.52	89.6	5.1
10-sept	6.34	9.7	1.53	91.80		
	5.99	9.5	1.59	95.16		
	7.34	11.2	1.53	91.55	92.8	2.0

Annexe 7.5. Matières totales et matières volatiles totales des boues

Date	Volume mL	Coupelle g	105° g	550° g	MT g	g/L	g/L	STDEV g/L	MVT g	g/L	g/L	STDEV g/L	MVT/MT %	%
04-juil	5	42.5774	43.899	43.7828	1.3216	264.3			0.1162	23.24			8.79	
		43.9842	45.3236	45.2042	1.3394	267.9			0.1194	23.88			8.91	
		44.1593	45.5001	45.3801	1.3408	268.2			0.12	24			8.95	
		46.1257	47.4737	47.3555	1.348	269.6	267.5	2.24	0.1182	23.64	23.7	0.34	8.77	8.9
15-juil	10	44.0809	46.0293	45.8511	1.9484	194.8			0.1782	17.82			9.15	
		44.1586	46.1226	45.9355	1.964	196.4			0.1871	18.71			9.53	
		42.5776	44.5001	44.3162	1.9225	192.3			0.1839	18.39			9.57	
		42.4546	44.4148	44.2321	1.9602	196.0	194.9	1.87	0.1827	18.27	18.3	0.37	9.32	9.4
22-juil	10	44.8328	46.6443	46.469	1.8115	181.2			0.1753	17.53			9.68	
		44.1371	45.9393	45.7615	1.8022	180.2			0.1778	17.78			9.87	
		44.3624	46.1879	46.0178	1.8255	182.6	181.3	1.17	0.1701	17.01	17.4	0.39	9.32	9.6
29-juil	25	41.5266	48.2098	47.6408	6.6832	267.3			0.569	22.76			8.51	
		43.4621	50.2895	49.7202	6.8274	273.1			0.5693	22.772			8.34	
		41.6914	48.5437	47.977	6.8523	274.1	271.5	3.65	0.5667	22.668	22.7	0.06	8.27	8.4
05-août	10	44.1591	46.1346		1.9755	197.6								
		45.248	47.1678	47.0524	1.9198	192.0			0.1154	11.54			6.01	
		46.1266	48.1085	47.9887	1.9819	198.2	195.9	3.42	0.1198	11.98	11.8	0.31	6.04	6.0
13-août	10	46.1254	48.0754	47.9143	1.95	195.0			0.1611	16.11			8.26	
		43.984	45.9181	45.7565	1.9341	193.4			0.1616	16.16			8.36	
		45.2472	47.1852	47.0201	1.938	193.8	194.1	0.83	0.1651	16.51	16.3	0.22	8.52	8.4
20-août	10	44.144	45.6036	45.4458	1.4596	146.0			0.1578	15.78			10.81	
		43.2647	44.6785	44.5165	1.4138	141.4			0.162	16.2			11.46	
		43.4631	44.9437	44.7816	1.4806	148.1	145.1	3.42	0.1621	16.21	16.1	0.25	10.95	11.1
20-août	10	43.314	44.8821	44.722	1.5681	156.8			0.1601	16.01			10.21	
		43.9331	45.504	45.3444	1.5709	157.1			0.1596	15.96			10.16	
		44.0821	45.6343	45.4762	1.5522	155.2	156.4	1.01	0.1581	15.81	15.9	0.10	10.19	10.2
26-août	10	41.6926	43.7254	43.5479	2.0328	203.3			0.1775	17.75			8.73	
		43.2647	45.3248	45.1488	2.0601	206.0			0.176	17.6			8.54	
		44.1441	46.2528	46.0759	2.1087	210.9	206.7	3.84	0.1769	17.69	17.7	0.08	8.39	8.6
03-sept	10	44.4804	46.3039	46.1824	1.8235	182.4			0.1215	12.15			6.66	
		41.5221	43.3702	43.2471	1.8481	184.8			0.1231	12.31			6.66	
		43.2644	45.1243	45.0035	1.8599	186.0	184.4	1.86	0.1208	12.08	12.2	0.12	6.49	6.6
10-sept	10	42.4392	45.4142	45.2785	2.975	297.5			0.1357	13.57			4.56	
		46.5551	49.46	49.3372	2.9049	290.5			0.1228	12.28			4.23	
		44.4643	47.411	47.2783	2.9467	294.7	294.2	3.53	0.1327	13.27	13.0	0.68	4.50	4.4

Annexe 7.6. Matières en suspension et matières volatiles en suspension du surnageant

Date	Volume mL	Coupelle g	105° g	550° g	MES g	g/L	MVES g	g/L	%	
04-juil	30	1.4186	1.429	1.4257	0.0104	0.3467	0.003300	0.1100	31.7	
		1.4157	1.4262	1.423	0.0105	0.3500	0.003200	0.1067	30.5	
		1.4296	1.4411	1.4376	0.0115	0.3833	0.36	0.003500	0.1167	0.11
15-juil	20	1.4203	1.4349	1.4292	0.0146	0.730	0.0057	0.285	39.0	
		1.4162	1.4311	1.4254	0.0149	0.745	0.0057	0.285	38.3	
		1.4045	1.4152	1.4112	0.0107	0.713	0.0040	0.267	37.4	
		1.4346	1.4449	1.4407	0.0103	0.687	0.72	0.0042	0.280	0.28
22-juil	20	1.4222	1.429	1.4268	0.0068	0.340	0.0022	0.110	32.4	
		1.426	1.4325	1.4305	0.0065	0.325	0.0020	0.100	30.8	
		1.4093	1.4158	1.4136	0.0065	0.325	0.0022	0.110	33.8	
		1.4209	1.4273	1.425	0.0064	0.320	0.33	0.0023	0.115	0.11
29-juil	20	1.4107	1.4181	1.416	0.0074	0.370	0.0021	0.105	28.4	
		1.4284	1.4358	1.4338	0.0074	0.370	0.0020	0.100	27.0	
		1.4242	1.4316	1.4299	0.0074	0.370	0.37	0.0017	0.085	0.10
05-août	20	1.4184	1.4234	1.4222	0.0050	0.250	0.0012	0.060	24.0	
		1.4145	1.4197	1.4182	0.0052	0.260	0.0015	0.075	28.8	
		1.4236	1.4287	1.4274	0.0051	0.255	0.25	0.0013	0.065	0.07
13-août	20	1.4208	1.4255	1.4244	0.0047	0.235	0.0011	0.055	23.4	
		1.4297	1.4344	1.4331	0.0047	0.235	0.0013	0.065	27.7	
		1.4078	1.4137	1.4123	0.0059	0.236	0.24	0.0014	0.056	0.06
20-août	25	1.4253	1.434	1.4312	0.0087	0.348	0.0028	0.112	32.2	
		1.4198	1.4288	1.426	0.0090	0.360	0.35	0.0028	0.112	0.11
26-août	25	1.4322	1.4414	1.4384	0.0092	0.368	0.0030	0.120	32.6	
		1.4212	1.4307	1.4275	0.0095	0.380	0.0032	0.128	33.7	
		1.4302	1.4401	1.4369	0.0099	0.396	0.38	0.0032	0.128	0.13
03-sept	25	1.4019	1.4148	1.412	0.0129	0.516	0.0028	0.112	21.7	
		1.4073	1.4205	1.4177	0.0132	0.528	0.0028	0.112	21.2	
		1.413	1.4258	1.4235	0.0128	0.512	0.52	0.0023	0.092	0.11
10-sept	30	1.4499	1.4681	1.4659	0.0182	0.607	0.0022	0.073	12.1	
		1.4169	1.4346	1.4325	0.0177	0.590	0.0021	0.070	11.9	
		1.423	1.4409	1.4386	0.0179	0.597	0.60	0.0023	0.077	0.07

Annexe 7.7. Azote Kjeldahl et phosphore total des boues

Date	NTK			P total		
	mg/L	Moy. mg/L	STDEV mg/L	mg/L	Moy. mg/L	STDEV mg/L
04-juil	797			718		
	856			712		
	833	828.7	29.7	716	715.3	3.1
15-juil	1023			598		
	1135			647		
	1042	1066.7	59.9	619	621.3	24.6
22-juil	880			597		
	980			660		
	824	894.7	79.0	591	616.0	38.2
29-juil	1098			744		
	1094			744		
	1087	1093.0	5.57	719	735.7	14.4
05-août	518			623		
	563			607		
	529	536.7	23.5	616	615.3	8.0
13-août	798			677		
	812			692		
	926	845.3	70.2	721	696.7	22.4
20-août	810			620		
	843			646		
	853	835.3	22.5	622	629.3	14.5
26-août	859			737		
	837			745		
	916	870.7	40.8	751	744.3	7.02
03-sept	699			574		
	673			598		
	702	691.3	15.9	589	587.0	12.1
10-sept	697			568		
	791			651		
	789	759.0	53.7	653	624.0	48.5

Annexe 7.8. Phosphore total du surnageant

Date	P total mg/l	Moy. mg/L	STDEV mg/L	Vol L	Masse	
					mg	g
04-juil	10.3					
	9.69	10.00	0.43	800	7996	8.0
15-juil	12.1					
	11.8					
	12.0	11.97	0.15	420	5026	5.0
22-juil	5.08					
	4.98					
	5.04	5.03	0.05	430	2164	2.2
29-juil	4.91					
	4.95					
	4.96	4.94	0.03	460	2272	2.3
05-août	1.61					
	1.59					
	1.58	1.59	0.02	600	956	1.0
13-août	3.51					
	3.74					
	3.45	3.57	0.15	620	2211	2.2
20-août	5.56					
	5.41					
	5.61	5.53	0.10	595	3288	3.3
26-août	5.21					
	4.89					
	5.02	5.04	0.16	630	3175	3.2
03-sept	4.13					
	4.15					
	4.13	4.14	0.01	610	2523	2.5
10-sept	1.45					
	1.45					
	1.51	1.47	0.03	540	794	0.8
Total:					30.4	g
					0.03	kg

**Annexe 7.9. Masses totales captées et accumulations journalières
des MT, MVT et du P dans le SCS**

Sem.	Nb jours /écahnt.	MT		MVT		P					
		Vol Pomp. L	Masse tot. Kg	MT/jrs Kg/jrs	g/L	Masse vol. tot. Kg	MVT/jrs Kg/jrs	%MVT	Masse tot. en P g	Plot/jrs g/jrs	
04-juil 1	30	400	107.0	3.6	23.7	9.48	0.32	8.86	715	286	9.5
15-juil 2	11	190	37.0	3.4	18.3	3.48	0.32	9.39	621	118	10.7
22-juil 3	8	140	25.4	3.2	17.4	2.44	0.31	9.62	616	86	10.8
29-juil 4	7	120	32.6	4.7	22.7	2.73	0.39	8.37	796	88	12.6
05-août 5	7	160	31.3	4.5	11.8	1.88	0.27	6.00	615	98	14.1
13-août 6	8	150	29.1	3.6	16.3	2.44	0.30	8.38	697	105	13.1
20-août 7	7	140	21.9	3.1	16.1	2.25	0.32	10.29	629	88	12.6
26-août 8	6	150	31.0	5.2	17.7	2.66	0.44	8.56	744	112	18.6
03-sept 9	8	150	27.7	3.5	12.2	1.83	0.23	6.62	587	88	11.0
10-sept 10	7	120	35.3	5.0	13	1.56	0.22	4.42	624	75	10.7
Sommes			378	3.97	16.9	30.7	0.31	8.05	658	1144	12.4
Moyennes			215	3.97	16.9	3.07	0.31	8.05	658	114	12.4

Annexe 7.10. Demande chimique en oxygène des boues du SCS

Date	Dilution	Vol./tube mL	DCO	DCO	g/L	Moy. g/L
			mesuré mg/L	réel mg/L		
15-juil	1/100	2	434	43400	43.4	41.9
	1/100	2	419	41900	41.9	
	1/100	2	374	37400	37.4	
	1/100	2	448	44800	44.8	
	1/100	2	442	44200	44.2	
	1/100	2	394	39400	39.4	
22-juil	2/100	2	617	30850	30.85	30.1
	2/100	2	590	29500	29.5	
	2/100	2	598	29900	29.9	
05-août	2/100	2	542	27100	27.1	27.9
	2/100	2	560	28000	28	
	2/100	2	569	28450	28.45	
13-août	2/100	2	572	28600	28.6	29.5
	2/100	2	654	32700	32.7	
	2/100	2	542	27100	27.1	
20-août	2/100	2	600	30000	30	32.7
	2/100	2	705	35250	35.25	
	2/100	2	658	32900	32.9	
26-août	2/100	2	768	38400	38.4	40.5
	2/100	2	777	38850	38.85	
	2/100	2	887	44350	44.35	
03-sept	2/100	2	572	28600	28.6	30.1
	2/100	2	587	29350	29.35	
	2/100	2	612	30600	30.6	
	2/100	2	608	30400	30.4	

Annexe 7.11 Analyses de la taille des particules des boues recueillies dans le SCS et dans l'étang

Taille des particules um	SCS	Etang	Taille des particules um	SCS	Etang
	Volumétrique %	Volumétrique %		Volumétrique %	Volumétrique %
0.375	0.0320	0.0611	15.65	1.7027	1.9177
0.412	0.0571	0.1147	17.18	1.8114	1.8997
0.452	0.0841	0.1881	18.86	1.9282	1.9655
0.496	0.1196	0.2510	20.71	2.0545	2.0676
0.545	0.1485	0.3037	22.73	2.1928	2.0937
0.598	0.1735	0.3456	24.95	2.3451	1.9918
0.656	0.1957	0.3775	27.39	2.5118	1.8705
0.721	0.2170	0.4009	30.07	2.6881	1.8858
0.791	0.2340	0.4184	33.01	2.8647	2.0395
0.868	0.2466	0.4331	36.24	3.0299	2.1530
0.953	0.2558	0.4489	39.78	3.1748	2.1118
1.05	0.2626	0.4691	43.67	3.2982	2.0344
1.15	0.2682	0.4958	47.94	3.4032	2.0415
1.26	0.2718	0.5291	52.62	3.4945	2.0659
1.38	0.2750	0.5674	57.77	3.5705	2.0250
1.52	0.2787	0.6070	63.41	3.6163	2.0007
1.67	0.2853	0.6435	69.61	3.6104	2.0797
1.83	0.2946	0.6732	76.42	3.5292	2.1717
2.01	0.3074	0.6944	83.89	3.3689	2.1214
2.21	0.3244	0.7097	92.09	3.1868	2.0026
2.42	0.3471	0.7265	101.10	3.0558	2.0485
2.66	0.3759	0.7560	110.98	3.0489	2.1822
2.92	0.4107	0.8110	121.83	3.1470	2.0559
3.21	0.4515	0.9011	133.74	3.2075	2.0715
3.52	0.4982	1.0287	146.81	3.0447	3.1036
3.86	0.5507	1.1865	161.17	2.5142	4.5072
4.24	0.6080	1.3568	176.92	1.6480	3.6962
4.66	0.6694	1.5157	194.22	0.7724	1.1887
5.11	0.7338	1.6391	213.21	0.2120	0.0784
5.61	0.8006	1.7107	234.05	0.0283	
6.16	0.8695	1.7293	256.94	0.0008	
6.76	0.9401	1.7096			
7.42	1.0122	1.6775			
8.15	1.0864	1.6649			
8.94	1.1634	1.6985			
9.82	1.2439	1.7844			
10.78	1.3279	1.8986			
11.83	1.4152	1.9932			
12.99	1.5058	2.0232			
14.26	1.6013	1.9825			

Annexe 7.12. Composantes chimiques des sédiments du fond de l'étang étudié

Rapport d'analyse de Residus

Profondeur échant. cm	No labo	pH	Densité	%Matière seche	Azote N-Tot % ppm sec	Azote NH-4 % ppm sec	P Total ppm sec	Potassium ppm sec	Calcium ppm sec	Magnésium ppm sec	Matiere organique %	C/N	Phosphore P ₂ O ₃ ppm sec ppm sec
5-10	56542			84.91			433.8	643.2	1426.6	954.8	1.24		998
0-5	56543			86.38			407.7	738.4	1164.1	879.9	0.87		938
0-5	56545			84.43			453.5	900.4	1087.2	1177.9	1.08		1043
5-10	56546			83.25			434.8	1248.1	987.9	1969.9	1.32		1000
0-5	56547			81.49			559.6	1173.6	1179.4	1166.4	1.59		1287
5-10	56550			82.62			458.5	887.2	1133.4	1251.0	1.40		1054
0-5	56551			86.36			402.1	1031.0	883.5	932.2	1.12		925
5-10	56785			83.91			321.4	740.00	810.0	550.00	1.50		0.74
5-10	56791			84.75			344.2	800.0	1055.7	530.00	1.7		1
0-5	56786			86.19			336.8	0.67	853.7	603.50	1.27		0.76
0-5	56792			87.00			388.9	0.74	1184.2	580.60	1.61		0.78

Profondeur échant. cm	No labo	Bore ppm sec	Cuivre ppm sec	Manganese ppm sec	Fer ppm sec	Zinc ppm sec	Na ppm sec	Aluminium ppm sec					
5-10	56542	3.93	4.74	97.19	3144.1	16.4	118.5	2354.2					
0-5	56543	2.67	6.09	131.78	3541.8	19.0	134.4	2566.4					
0-5	56545	3.58	6.19	99.06	4099.0	23.4	159.0	3177.4					
5-10	56546	5.07	8.76	125.09	6799.0	31.9	251.8	5323.6					
0-5	56547	3.64	6.60	90.42	4008.5	24.6	200.6	3339.7					
5-10	56550	4.05	5.08	87.84	2884.7	20.0	212.7	2819.6					
0-5	56551	3.83	5.31	87.42	2723.3	18.3	292.8	2651.5					
5-10	56785	0.001	0.006	0.049	2846.2	0.014	0.105	2340.4					
5-10	56791	0.002	0.006	0.158	2709.6	0.014	0.148	2185.0					
0-5	56786	0.002	0.005	0.047	2605.8	0.013	0.108	2155.9					
0-5	56792	0.002	0.007	0.228	3175.0	0.016	0.143	2324.6					

Annexe 7.13. Analyses d'adsorption du phosphore

	Temps	Concentration en P		P adsorbé		Moy.
	h	mg/L	mg/L	mg P/g sed.	mg P/g sed.	mg P/g sed.
P1	5	0.64	0.50	0.0606	0.0750	0.068
	15	0.53	0.43	0.0721	0.0820	0.077
	20	0.55	0.41	0.0705	0.0840	0.077
	24	0.51	0.48	0.0740	0.0775	0.076
	40	0.53	0.49	0.0720	0.0760	0.074
	91	0.48	0.51	0.0770	0.0745	0.076
P2	5	7.34	6.15	0.29	0.41	0.35
	15	5.35	6.15	0.49	0.41	0.45
	20	5.95	5.35	0.43	0.49	0.46
	24	5.75	5.35	0.45	0.49	0.47
	40	5.15	5.75	0.51	0.45	0.48
	91	5.35	5.05	0.49	0.52	0.50
P3	0.58	47.85	48.05	0.24	0.22	0.23
	0.92	47.55	48.05	0.27	0.22	0.24
	1.17	47.65	47.05	0.26	0.32	0.29
	1.5	45.35	41.05	0.49	0.92	0.71
	5	39.75	41.55	1.05	0.87	0.96
	16	38.05	39.85	1.22	1.04	1.13
	24	37.85	38.85	1.24	1.14	1.19
	40	37.95	38.95	1.23	1.13	1.18
P4	0.25	99.75	99.55	0.05	0.07	0.06
	0.58	98.05	99.35	0.22	0.09	0.16
	0.92	97.65	96.55	0.26	0.37	0.32
	1.17	93.45	91.85	0.68	0.84	0.76
	1.5	92.45	92.05	0.78	0.82	0.8
	5	90.55	88.15	0.97	1.21	1.09
	16	86.75	88.75	1.35	1.15	1.25
	24	86.35	85.75	1.39	1.45	1.42
	40	87.35	86.05	1.29	1.42	1.36
Témoin	0	0.26				
	5	0.34				
	15	0.24				
	20	0.22				
	24	0.27				
	40	0.26				
	91	0.27				
	moyenne	0.25				

Concentrations initiales en phosphore : P1=1mg/L; P2=10 mg/L; P3=50 mg/L; P4=100 mg/L.

Les concentrations en sédiment sont de 10 g/L.

La moyenne des concentrations en P du témoin a été considérée dans les calculs d'adsorption.

Figure 1 Annexe 7.14. Analyses de dureté

Conc. initiale en P	pH	Vol initial mL	Vol final mL	Vol utilisé mL	Dureté mg CaCO ₃ /L	Moy. mg CaCO ₃ /L
10 mgP/L	1	7.82	10	15.6	5.6	112
	2	7.85	15.6	21.3	5.7	114
50 mgP/L	1	7.71	33	35	2	80
	2	7.67	37	38.9	1.9	76
100 mgP/L	1	7.14	35.2	36.2	1.0	40
	2	7.15	38.8	39.75	0.95	38
Témoin	8.05	39.7	43.6	3.9	156	156
Eau de l'étang	8.14	16	24.1	8.1	162	162

Les analyses de dureté ont été effectuées par titration à l'EDTA. Elles ont été effectuées après les essais d'adsorption.

Les concentrations initiales en P correspondent aux concentrations en solution avant la période d'adsorption.

Figure 2 Annexe 7.15. Analyses de désorption du phosphore

Conc. initiale en P mg P/L		Conc. en P mg P/L		Conc. ajustées mg P/L		Moyenne mg P/L	Sédiments g/L	Désorption mg P/g sed
10	P2A	0.95	0.94	0.844	0.838	0.841	8.07	0.10
	P2B	0.93	0.91	0.822	0.802	0.812	8.13	0.10
50	P3A	1.19	1.31	1.09	1.21	1.15	9.13	0.13
	P3B	1.25	1.31	1.15	1.21	1.18	8.22	0.14
100	P1A	1.63	1.84	1.53	1.74	1.64	9.00	0.18
	P1B	1.95	1.69	1.85	1.59	1.72	8.71	0.20
Témoins	E08	0.112	0.096			0.104		

Les concentrations initiales en P correspondent aux concentrations en solution avant la période d'adsorption.

Les concentrations ajustées tiennent compte de la concentration moyenne en phosphate du témoin.

Annexe 7.15.1. Concentrations des sédiments en solution suivant la période de désorption.

	VOLUME d'échant. mL	Coupelle g	105° g	MT g	g/L
P1A	50	1.4405	1.8723	0.432	9.00
P1B	50	1.4358	1.8541	0.418	8.71
P2A	50	1.4431	1.8303	0.387	8.07
P2B	50	1.4451	1.8354	0.390	8.13
P3A	50	1.4364	1.8746	0.438	9.13
P3B	50	1.4478	1.8424	0.395	8.22

Annexe 7.16. Données de précipitations

Date	Précipitations mm	Date	Précipitations mm	Date	Précipitations mm
28/06/2008	1.8	01/08/2008	10	01/09/2008	0
29/06/2008	3	02/08/2008	18.2	02/09/2008	0
30/06/2008	0	03/08/2008	16.2	03/09/2008	0
01/07/2008	0.2	04/08/2008	0	04/09/2008	0
02/07/2008	0	05/08/2008	0.2	05/09/2008	0
03/07/2008	10.8	06/08/2008	43	06/09/2008	0.2
04/07/2008	0	07/08/2008	5	07/09/2008	2
05/07/2008	0	08/08/2008	2.8	08/09/2008	13.4
06/07/2008	0	09/08/2008	1	09/09/2008	22.6
07/07/2008	0	10/08/2008	0	10/09/2008	0
08/07/2008	5	11/08/2008	0.2	11/09/2008	0
09/07/2008	12.6	12/08/2008	1.2		
10/07/2008	0.2	13/08/2008	2		
11/07/2008	0.2	14/08/2008	0.2		
12/07/2008	0	15/08/2008	0		
13/07/2008	14.4	16/08/2008	0.2		
14/07/2008	0.8	17/08/2008	0		
15/07/2008	0	18/08/2008	12.4		
16/07/2008	0	19/08/2008	0.2		
17/07/2008	2.4	20/08/2008	0		
18/07/2008	14.4	21/08/2008	0		
19/07/2008	1.8	22/08/2008	0		
20/07/2008	4.4	23/08/2008	0		
21/07/2008	1	24/08/2008	13.2		
22/07/2008	14.6	25/08/2008	0		
23/07/2008	20.8	26/08/2008	0		
24/07/2008	14	27/08/2008	0		
25/07/2008	0	28/08/2008	0		
26/07/2008	10.6	29/08/2008	0.2		
27/07/2008	0	30/08/2008	15		
28/07/2008	0.4	31/08/2008	0		
29/07/2008	0.2				
30/07/2008	2				
31/07/2008	15				

Annexe 7.17. Entrées et sorties de poissons dans l'étang étudié

Date	Entrées			Sorties			Date	Entrées			Sorties		
	nbr.	poid gr.	tot. Kg	nbr.	poid gr.	tot. Kg		nbr.	poid gr.	tot. Kg	nbr.	poid gr.	tot. Kg
01-juin	5150	95	489.25				25-juil						
02-juin							26-juil						
03-juin							27-juil						
04-juin							28-juil						
05-juin							29-juil						
06-juin							30-juil						
07-juin							31-juil						
08-juin	5050	100	505				01-août						
09-juin							02-août						
10-juin							03-août						
11-juin							04-août						
12-juin							05-août						
13-juin							06-août						
14-juin							07-août						
15-juin							08-août						
16-juin				Mortalités			09-août						
17-juin				200	95	19	10-août						
18-juin							11-août						
19-juin							12-août						
20-juin							13-août						
21-juin							14-août						
22-juin							15-août						
23-juin							16-août						
24-juin							17-août						
25-juin							18-août						
26-juin							19-août						
27-juin							20-août						
28-juin							21-août						
29-juin							22-août						
30-juin							23-août						
01-juil							24-août			1700	185	314.5	
02-juil							25-août						
03-juil							26-août						
04-juil							27-août						
05-juil							28-août						
06-juil				1000	140	140	29-août						
07-juil							30-août						
08-juil							31-août						
09-juil				1500	180	270	01-sept						
10-juil							02-sept						
11-juil							03-sept						
12-juil							04-sept						
13-juil							05-sept			PREDATION ESTIMEE			
14-juil							06-sept			180	115	20.7	
15-juil							07-sept						
16-juil							08-sept						
17-juil							09-sept			4050	185	749.25	
18-juil							10-sept			1050	136	142.8	
19-juil										Total des entrées			
20-juil										10880	1075.85		
21-juil				1200	185	222				Total des sorties			
22-juil	680	120	81.6							10880	1878.25		
23-juil										Production de biomasse			
24-juil										802 kg Poisson			

Annexe 7.18. Apports de moulée dans l'étang de production et calculs cumulatifs des relets en P

Date		A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	
jours	semaine	Apports en moulée kg	Cumul moulée kg	Cumul biomasse kg	Cumul P moulée kg	Cumul P biomasse kg	Bilan P kg	kg/t bio.	Bilan P part kg	kg/t bio.	Cumul P capté kg	kg/t bio.	
				A*0.01		C*0.0041		D-E		F/0,802		J/0,802	
01-juin	0	12	12	11.9	0.12	0.05	0.07	0.09	0.05	0.06	0.00	0.00	
02-juin		12	24	23.7	0.24	0.10	0.14	0.18	0.10	0.12	0.00	0.00	
03-juin		12	36	35.6	0.36	0.15	0.21	0.27	0.15	0.19	0.00	0.00	
04-juin		12	48	47.4	0.48	0.19	0.29	0.36	0.20	0.25	0.00	0.00	
05-juin		12	60	59.3	0.6	0.24	0.36	0.45	0.25	0.31	0.00	0.00	
06-juin	1	12	72	71.1	0.72	0.29	0.43	0.53	0.30	0.37	0.00	0.00	
07-juin		12	84	83.0	0.84	0.34	0.50	0.62	0.35	0.44	0.00	0.00	
08-juin		0	84	83.0	0.84	0.34	0.50	0.62	0.35	0.44	0.00	0.00	
09-juin		12	96	94.8	0.96	0.39	0.57	0.71	0.40	0.50	0.00	0.00	
10-juin		12	108	106.7	1.08	0.44	0.64	0.80	0.45	0.56	0.00	0.00	
11-juin		12	120	118.5	1.2	0.49	0.71	0.89	0.50	0.62	0.00	0.00	
12-juin		12	132	130.4	1.32	0.53	0.79	0.98	0.55	0.69	0.00	0.00	
13-juin	2	12	144	142.2	1.44	0.58	0.86	1.07	0.60	0.75	0.00	0.00	
14-juin		12	156	154.1	1.56	0.63	0.93	1.16	0.65	0.81	0.00	0.00	
15-juin		0	156	154.1	1.56	0.63	0.93	1.16	0.65	0.81	0.00	0.00	
16-juin		12	168	165.9	1.68	0.68	1.00	1.25	0.70	0.87	0.00	0.00	
17-juin		12	180	177.8	1.8	0.73	1.07	1.34	0.75	0.93	0.00	0.00	
18-juin		12	192	189.6	1.92	0.78	1.14	1.42	0.80	1.00	0.00	0.00	
19-juin		12	204	201.5	2.04	0.83	1.21	1.51	0.85	1.06	0.00	0.00	
20-juin	3	12	216	213.3	2.16	0.87	1.29	1.60	0.90	1.12	0.00	0.00	
21-juin		0	216	213.3	2.16	0.87	1.29	1.60	0.90	1.12	0.00	0.00	
22-juin		12	228	225.2	2.28	0.92	1.36	1.69	0.95	1.18	0.00	0.00	
23-juin		12	240	237.0	2.4	0.97	1.43	1.78	1.00	1.25	0.00	0.00	
24-juin		12	252	248.9	2.52	1.02	1.50	1.87	1.05	1.31	0.00	0.00	
25-juin		12	264	260.7	2.64	1.07	1.57	1.96	1.10	1.37	0.00	0.00	
26-juin		12	276	272.6	2.76	1.12	1.64	2.05	1.15	1.43	0.00	0.00	
27-juin	4	12	288	284.5	2.88	1.17	1.71	2.14	1.20	1.50	0.00	0.00	
28-juin		12	300	296.3	3	1.21	1.79	2.23	1.25	1.56	0.00	0.00	
29-juin		0	300	296.3	3	1.21	1.79	2.23	1.25	1.56	0.00	0.00	
30-juin		12	312	308.2	3.12	1.26	1.86	2.31	1.30	1.62	0.00	0.00	
01-juil		12	324	320.0	3.24	1.31	1.93	2.40	1.35	1.68	0.00	0.00	
02-juil		12	336	331.9	3.36	1.36	2.00	2.49	1.40	1.75	0.00	0.00	
03-juil		0	336	331.9	3.36	1.36	2.00	2.49	1.40	1.75	0.00	0.00	
04-juil	5	12	348	343.7	3.48	1.41	2.07	2.58	1.45	1.81	0.29	0.36	
05-juil		12	360	355.6	3.6	1.46	2.14	2.67	1.50	1.87	0.29	0.36	
06-juil		0	360	355.6	3.6	1.46	2.14	2.67	1.50	1.87	0.29	0.36	
07-juil		12	372	367.4	3.72	1.51	2.21	2.76	1.55	1.93	0.29	0.36	
08-juil		12	384	379.3	3.84	1.56	2.28	2.85	1.60	1.99	0.29	0.36	
09-juil		12	396	391.1	3.96	1.60	2.36	2.94	1.65	2.06	0.29	0.36	
10-juil		0	396	391.1	3.96	1.60	2.36	2.94	1.65	2.06	0.29	0.36	
11-juil	6	12	408	403.0	4.08	1.65	2.43	3.03	1.70	2.12	0.29	0.36	
12-juil		12	420	414.8	4.2	1.70	2.50	3.12	1.75	2.18	0.29	0.36	
13-juil		12	432	426.7	4.32	1.75	2.57	3.21	1.80	2.24	0.29	0.36	
14-juil		0	432	426.7	4.32	1.75	2.57	3.21	1.80	2.24	0.29	0.36	
15-juil		12	444	438.5	4.44	1.80	2.64	3.29	1.85	2.31	0.40	0.50	
16-juil		12	456	450.4	4.56	1.85	2.71	3.38	1.90	2.37	0.40	0.50	
17-juil		12	468	462.2	4.68	1.90	2.78	3.47	1.95	2.43	0.40	0.50	
18-juil	7	12	480	474.1	4.8	1.94	2.86	3.56	2.00	2.49	0.40	0.50	
19-juil		12	492	485.9	4.92	1.99	2.93	3.65	2.05	2.56	0.40	0.50	
20-juil		12	504	497.8	5.04	2.04	3.00	3.74	2.10	2.62	0.40	0.50	
21-juil		0	504	497.8	5.04	2.04	3.00	3.74	2.10	2.62	0.40	0.50	
22-juil		12	516	509.6	5.16	2.09	3.07	3.83	2.15	2.68	0.490	0.61	
23-juil		0	516	509.6	5.16	2.09	3.07	3.83	2.15	2.68	0.490	0.61	
24-juil		0	516	509.6	5.16	2.09	3.07	3.83	2.15	2.68	0.490	0.61	
25-juil	8	8	524	517.5	5.24	2.12	3.12	3.89	2.18	2.72	0.490	0.61	

Suite...

Apports de moulée dans l'étang de production et calculs cumulatif des relets en P (suite)

Date	A		B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
jours	semaine	Apports en moulée kg	Cumul moulée kg	Cumul biomasse kg	Cumul P moulee kg	Cumul P biomase kg	Bilan P kg	kg/t bio.	Bilan P part kg	kg/t bio.	Cumul P capté kg	kg/t bio.
						A*0.01	C*0.0041	D-E	F/0,802	F*0.7	H/0,802	J/0,802
26-juil		0	524	517.5	5.24	2.12	3.12	3.89	2.18	2.72	0.490	0.61
27-juil		0	524	517.5	5.24	2.12	3.12	3.89	2.18	2.72	0.490	0.61
28-juil		12	536	529.4	5.36	2.17	3.19	3.98	2.23	2.78	0.490	0.61
29-juil			536	529.4	5.36	2.17	3.19	3.98	2.23	2.78	0.579	0.72
30-juil		0	536	529.4	5.36	2.17	3.19	3.98	2.23	2.78	0.579	0.72
31-juil		4	540	533.3	5.4	2.19	3.21	4.01	2.25	2.80	0.579	0.72
01-août	9	0	540	533.3	5.4	2.19	3.21	4.01	2.25	2.80	0.579	0.72
02-août		0	540	533.3	5.4	2.19	3.21	4.01	2.25	2.80	0.579	0.72
03-août		12	552	545.2	5.52	2.24	3.28	4.10	2.30	2.87	0.579	0.72
04-août		12	564	557.1	5.64	2.28	3.36	4.18	2.35	2.93	0.579	0.72
05-août		12	576	568.9	5.76	2.33	3.43	4.27	2.40	2.99	0.677	0.84
06-août		12	588	580.8	5.88	2.38	3.50	4.36	2.45	3.05	0.677	0.84
07-août		0	588	580.8	5.88	2.38	3.50	4.36	2.45	3.05	0.677	0.84
08-août	10	12	600	592.6	6	2.43	3.57	4.45	2.50	3.12	0.677	0.84
09-août		12	612	604.5	6.12	2.48	3.64	4.54	2.55	3.18	0.677	0.84
10-août		12	624	616.3	6.24	2.53	3.71	4.63	2.60	3.24	0.677	0.84
11-août		12	636	628.2	6.36	2.58	3.78	4.72	2.65	3.30	0.677	0.84
12-août		12	648	640.0	6.48	2.62	3.86	4.81	2.70	3.37	0.677	0.84
13-août		12	660	651.9	6.6	2.67	3.93	4.90	2.75	3.43	0.781	0.97
14-août			660	651.9	6.6	2.67	3.93	4.90	2.75	3.43	0.781	0.97
15-août	11	12	672	663.7	6.72	2.72	4.00	4.99	2.80	3.49	0.781	0.97
16-août		12	684	675.6	6.84	2.77	4.07	5.07	2.85	3.55	0.781	0.97
17-août		0	684	675.6	6.84	2.77	4.07	5.07	2.85	3.55	0.781	0.97
18-août		0	684	675.6	6.84	2.77	4.07	5.07	2.85	3.55	0.781	0.97
19-août		12	696	687.4	6.96	2.82	4.14	5.16	2.90	3.61	0.781	0.97
20-août		12	708	699.3	7.08	2.87	4.21	5.25	2.95	3.68	0.870	1.08
21-août			708	699.3	7.08	2.87	4.21	5.25	2.95	3.68	0.870	1.08
22-août	12	12	720	711.1	7.2	2.92	4.28	5.34	3.00	3.74	0.870	1.08
23-août		12	732	723.0	7.32	2.96	4.36	5.43	3.05	3.80	0.870	1.08
24-août		0	732	723.0	7.32	2.96	4.36	5.43	3.05	3.80	0.870	1.08
25-août		8	740	730.9	7.4	3.00	4.40	5.49	3.08	3.84	0.870	1.08
26-août		8	748	738.8	7.48	3.03	4.45	5.55	3.12	3.88	0.982	1.22
27-août		8	756	746.7	7.56	3.06	4.50	5.61	3.15	3.93	0.982	1.22
28-août		8	764	754.6	7.64	3.09	4.55	5.67	3.18	3.97	0.982	1.22
29-août	13	8	772	762.5	7.72	3.13	4.59	5.73	3.22	4.01	0.982	1.22
30-août		0	772	762.5	7.72	3.13	4.59	5.73	3.22	4.01	0.982	1.22
31-août		0	772	762.5	7.72	3.13	4.59	5.73	3.22	4.01	0.982	1.22
01-sept		8	780	770.4	7.8	3.16	4.64	5.79	3.25	4.05	0.982	1.22
02-sept		0	780	770.4	7.8	3.16	4.64	5.79	3.25	4.05	0.982	1.22
03-sept		8	788	778.3	7.88	3.19	4.69	5.85	3.28	4.09	1.070	1.33
04-sept		0	788	778.3	7.88	3.19	4.69	5.85	3.28	4.09	1.070	1.33
05-sept	14	8	796	786.2	7.96	3.22	4.74	5.91	3.32	4.13	1.070	1.33
06-sept		0	796	786.2	7.96	3.22	4.74	5.91	3.32	4.13	1.070	1.33
07-sept		8	804	794.1	8.04	3.26	4.78	5.97	3.35	4.18	1.070	1.33
08-sept		8	812	802.0	8.12	3.29	4.83	6.02	3.38	4.22	1.070	1.33
09-sept		0	812	802.0	8.12	3.29	4.83	6.02	3.38	4.22	1.070	1.33
10-sept			812	802.0	8.12	3.29	4.83	6.02	3.38	4.22	1.144	1.43