



Titre: Conception d'une nouvelle génération de bassin d'élevage
permettant la récupération rapide des rejets des poissons

Auteur: France-Line Dionne

Date: 2012

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Dionne, F.-L. (2012). Conception d'une nouvelle génération de bassin d'élevage
permettant la récupération rapide des rejets des poissons [Mémoire de maîtrise,
École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/823/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/823/>
PolyPublie URL:

**Directeurs de
recherche:** Musandji Fuamba, Yves Comeau, & Dominic Marcotte
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

CONCEPTION D'UNE NOUVELLE GÉNÉRATION DE BASSIN D'ÉLEVAGE
PERMETTANT LA RÉCUPÉRATION RAPIDE DES REJETS DES POISSONS

FRANCE-LINE DIONNE

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)

AVRIL 2012

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

CONCEPTION D'UNE NOUVELLE GÉNÉRATION DE BASSIN D'ÉLEVAGE
PERMETTANT LA RÉCUPÉRATION RAPIDE DES REJETS DES POISSONS

présenté par : DIONNE France-Line

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. BOUAANANI Najib, Ph.D., président

M. FUAMBA Musandji, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. COMEAU Yves, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. MARCOTTE Dominic, membre et codirecteur de recherche

M. LAREAU Sylvain, Ph.D., membre

DÉDICACE

Je dédis ce mémoire à tous les miens.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier M. Musandji Fuamba, mon directeur de recherche, de m'avoir offert ce projet et par le fait même, permis d'intégrer l'équipe de recherche. Son humanisme, son professionnalisme, son dévouement et ses conseils précieux, de même que sa capacité à me faire confiance, sont dignes de mention.

Je tiens également à remercier M. Yves Comeau, mon codirecteur de recherche, pour sa rigueur et son encadrement tout au long du projet. Ses relectures et corrections ont été des plus judicieuses.

Un très grand merci à M. Dominic Marcotte, ingénieur au MAPAQ, pour sa collaboration étroite au projet, ses conseils, de même que sa disponibilité.

Je désire exprimer des remerciements à Ana, Farshid, Hermann et Essoyéké pour leur amitié, leur générosité et leur compréhension.

Un grand merci à M. Étienne Bélanger, sans qui la prise de mesures sur le terrain aurait été fastidieuse. Ses habiletés techniques et son ingéniosité ont été d'un secours significatif.

Je remercie également M. Denis Bouchard pour son expérience, sa gentillesse et sa disponibilité qui ont été fort appréciées.

Un merci spécial à M. Serge Gilbert et Mme Brigitte Martel, sans qui le projet n'aurait pas vu le jour. Une mention particulière à leur soutien humain et matériel indispensable, de même qu'à leur débrouillardise lors de la prise de mesures.

Je remercie chaleureusement M. Guy Leclerc pour ses conseils précieux et sa confiance en moi.

Également, pour leur soutien moral, leur affection, leur amour, leur confiance en moi et leurs encouragements sans limites, je remercie mille fois mes parents, mon frère et mes amis, sans qui cet accomplissement aurait, sans aucun doute, été plus difficile.

Finalement, le dernier, mais non le moindre, je tiens à remercier Antoine, mon conjoint et compagnon, pour son amour, ses encouragements et son soutien moral et technique, tout au long de l'aventure.

RÉSUMÉ

Il est bien connu que l'aquaculture en eau douce constitue une source de pollution organique importante. Notamment, le phosphore contenu dans les rejets piscicoles contribue à l'eutrophisation des cours d'eau et est donc néfaste pour la vie aquatique. D'ailleurs, le MDDEP estime que près de 65% des cours d'eau en milieu agricole du Québec excèdent la concentration seuil d'eutrophisation de phosphore de 0,03 mg P/L. Avec ces préoccupations en tête, l'industrie piscicole québécoise s'est dotée d'une nouvelle stratégie en 2004 dont l'objectif est de réduire le rejet de phosphore à 4,2 kg de phosphore par tonne de poisson produite d'ici 2014. Les activités piscicoles nécessitent d'importants débits d'eau. En ce sens, ce projet veut mettre à profit cette ressource en optant pour des paramètres de design et d'opération du bassin d'élevage favorisant la récupération des rejets de poissons. Cette quête de paramètres favorables a été effectuée à l'aide du logiciel de mécanique des fluides numérique *Fluent*.

En se basant sur le bassin Gilbert de première génération, situé sur le terrain de la pisciculture *Gilbert* en Estrie, un nouveau concept a été développé en modifiant la configuration et les paramètres hydrauliques du bassin déjà en place. Des mesures de qualité de l'eau et de l'hydraulique du bassin ont été prises afin de calibrer le modèle. Ces mesures ont permis d'une part d'établir les paramètres d'entrée du modèle et d'autre part d'en valider les résultats.

Ainsi, une efficacité de récupération du phosphore, largué par les poissons, mesurée entre 30 et 46% a servi de repère pour valider le modèle simulé du bassin Gilbert de première génération. Les simulations effectuées sur ce concept ont donné des valeurs d'efficacité allant de 36,9 à 48,3%, pour des écoulements correspondant à celui observé sur le terrain. Les paramètres de design et d'opération ont ensuite été modifiés, de manière réaliste, jusqu'à l'obtention d'une efficacité jugée satisfaisante en termes de performance environnementale, c'est-à-dire vis-à-vis l'objectif de rejet de phosphore.

À la lumière des simulations numériques effectuées, un concept comportant 3 cônes de sédimentation latéraux, une pente de fond de 2,5%, une zone d'élevage de 24,4 m par 6,1 m, ainsi qu'un déflecteur de 0,3 m sous le tuyau de recirculation amont, s'est avéré très efficace, et ce, pour différentes combinaisons des paramètres hydrauliques. Des valeurs d'efficacité allant jusqu'à 54% ont été obtenues pour ce concept lors d'une première vague de simulations.

Or, le bassin construit sur le terrain de la pisciculture *Gilbert*, ne correspond pas en tout point à celui mis de l'avant par les simulations. Il est caractérisé par une pente de 1,85%, ce qui s'était révélé moins efficace qu'une pente de 2,5% lors des simulations d'avant construction. L'efficacité de récupération mesurée sur le bassin Gilbert de seconde génération qui a été construit à l'automne 2011, était en moyenne de 37,9%.

En regard de ce résultat, de nouvelles simulations ont été effectuées en considérant une distribution de particules plus élaborée, soit de dix tailles plutôt que quatre. Celles-ci montrent bien que la pente de 1,85% est moins efficace que celle de 2,5%. En effet, une différence, allant de 4,3% jusqu'à 10,2% de l'efficacité de récupération du phosphore total largué par les poissons, s'illustre au profit du concept mis de l'avant par les simulations. En fonction de ces nouveaux résultats et des mesures prises sur le terrain, il est envisagé que le concept optimal aurait une efficacité potentielle de 42,2% à 48,1%. Puisque cette efficacité est sujette à augmenter, dû à l'effet de l'activité des poissons sur la remise en suspension, le potentiel d'un tel bassin est estimé à plus de 50%.

ABSTRACT

It is well known that fresh water aquaculture is an important source of organic pollution. Especially, phosphorus contained in fish farm's discharges contribute to watercourse eutrophication, which is harmful for aquatic life. Thereby, MDDEP estimates that near 65% of watercourses in agricultural area in Quebec are exceeding the threshold concentration of eutrophication of 0.03 mg P/L. With those considerations in mind, Quebec fish farming industry figured out a new strategy in 2004, whose purpose is to reduce the phosphorous discharge to 4.2 kg of phosphorous per produced fish ton by 2014.

Fish farming activities require important water inflows. Thus, this project tends to use this resource by opting for fish farm basin design and operation parameters leading to an amelioration of fish discharges removal. The search of favourable parameters has been done using computational fluid dynamics software *Fluent*.

Based on the first generation Gilbert basin, located at *Gilbert* fish farm in Estrie, a new concept has been developed by modifying the configuration and hydraulic parameters of the existing basin. Water quality and hydraulic measurements have been taken in order to calibrate the model developed in *Fluent*. Those measurements led to the assessment of starting parameters and were used to validate some of the results.

A measured phosphorous removal efficiency between 30 and 46% has been used as a comparison value to validate the simulated first generation Gilbert basin. The simulated values for the removal efficiency ranged from 36.9 to 48.3% for similar flows as those observed on the field. Design and operation parameters were then modified, within realistic ranges, to improve the phosphorous removal efficiency leading to better environmental performance.

According to the numerical simulations, a concept with 3 lateral sedimentation traps, a 2.5% bottom slope, a fish-farming zone of 24.4 m by 6.1 m, and a 0.3 m deflector located under the recirculation upstream pipe, has been the most efficient over our range of hydraulic parameters combinations. Efficiency values up to 54% have been obtained for this concept after a first round of simulations.

Unfortunately, the basin built on the field of *Gilbert* fish-farm slightly differs from the proposed concept. Instead of the expected bottom slope of 2.5%, the basin has a bottom slope of 1.85%.

First round simulations predicted this would lead to a lower efficiency. Measurements of the removal efficiency on the second generation Gilbert basin, built in autumn 2011, gave an average of 37.9%.

Considering this result, new simulations have been performed. Instead of injecting four sizes of particles, a distribution of ten sizes has been used. Again, the simulations show that a bottom slope of 1.85% is clearly less efficient than a bottom slope of 2.5%. The difference in the removal efficiency ranges from 4.3 to 10.2% which strongly favours the initial proposed concept. Results show a potential removal efficiency between 42.2 and 48.1% for the better performing concept. Furthermore, considering that fish activity is known to increase the removal of phosphorous particles, it is reasonable to expect an efficiency exceeding 50%.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	IX
LISTE DES TABLEAUX.....	XII
LISTE DES FIGURES.....	XIII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XIV
LISTE DES ANNEXES.....	XV
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
1.1 Problématique de l'aquaculture en eau douce au Québec	1
1.2 Hypothèses	3
1.3 Objectifs	4
CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE	5
2.1 Mise en contexte de l'aquaculture en eau douce au Québec	5
2.1.1 Bref historique.....	5
2.1.2 Contexte législatif de l'industrie piscicole.....	5
2.1.3 Production piscicole québécoise	6
2.1.4 Entreprises piscicoles québécoises.....	7
2.2 Le phosphore dans l'environnement.....	7
2.3 L'eutrophisation des cours d'eau.....	9
2.4 Le phosphore dans les rejets piscicoles.....	10
2.5 Stratégies de réduction du phosphore dans les rejets piscicoles	12

2.5.1	Réduction à la source	12
2.5.2	Paramètres hydrauliques et transport des solides	13
2.6	Sédimentation des solides	15
2.7	Types de bassins piscicoles et caractéristiques des écoulements	17
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE		18
3.1	Mise en contexte.....	18
3.2	Caractéristiques du bassin de référence	20
3.3	Mesures de qualité de l'eau.....	21
3.4	Mesures hydrauliques.....	22
3.5	Essais de sédimentation au LARSA.....	23
3.6	Modèle de mécanique des fluides numérique	23
3.6.1	Maillage.....	24
3.6.2	Modélisation de la phase liquide.....	28
3.6.3	Modèle de la phase solide : Suivi des particules	32
CHAPITRE 4 RÉSULTATS		37
4.1	Résultats des campagnes terrain.....	37
4.1.1	Mesures de qualité de l'eau.....	37
4.1.2	Mesures hydrauliques.....	38
4.2	Résultats des essais de sédimentation	39
4.3	Résultats des simulations via <i>Fluent</i>	39
4.3.1	Écoulement.....	39
4.3.2	Déposition	44
4.3.3	Efficacité de récupération.....	46
4.4	Comparaison entre modèle et mesures terrain de l'étang construit	57

4.5	Objectif de la STRADDAQ	59
CHAPITRE 5 CONCLUSIONS, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES.....		60
5.1	Conclusions	60
5.2	Recommandations	62
5.2.1	Cas de la pisciculture Gilbert	62
5.2.2	Recommandations pour de futurs projets.....	62
5.3	Perspectives	65
BIBLIOGRAPHIE		67
ANNEXES		71

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1: Préférences physiques (Adapté de <i>Ansys</i> , 2010)	25
Tableau 3.2: Contrôle du maillage via le groupe statistique	26
Tableau 4.1: Résultats des purges pour 7 jours consécutifs	37
Tableau 4.2: Campagnes de mesures sur le bassin Gilbert de première génération	38
Tableau 4.3: Distribution de taille des particules utilisées dans la première vague de simulations	45
Tableau 4.4: Distribution de taille des particules utilisées dans la seconde vague de simulations	46
Tableau 4.5: Concepts simulés lors de la première vague de simulations	48
Tableau 4.6: Charges superficielles en fonction du nombre de "fresh-flows" et de la zone de sédimentation	51
Tableau 4.7: Caractéristiques du bassin d'élevage le plus efficace de la première vague de simulations	52
Tableau 4.8: Résultats de la seconde vague de simulations (post-construction)	55
Tableau 4.9: Caractéristique du bassin Gilbert de seconde génération construit à la pisciculture	58
Tableau 5.1: Vitesse de sédimentation en fonction de la taille des particules	64
Tableau 5.2: Priorisation des simulations éventuelles	65

LISTE DES FIGURES

Figure 2-1: Production piscicole au Québec (Morin, 2007).....	6
Figure 2-2: Cycle du phosphore (Lefrançois, 2009; Source : http://www.env.go.jp/en/).....	8
Figure 2-3: Répartition des rejets de phosphore chez la truite arc-en-ciel - Adapté de Ouellet (1999)	11
Figure 2-4: Classification des écoulements d'un mélange (Adapté de Graf et Altinakar, 2000) ...	14
Figure 2-5: Représentation des modes de transport (Adapté de Graf et Altinakar, 2000)	15
Figure 3-1: Régimes d'écoulement multi-phases (Adapté de <i>Fluent</i> , 2009)	20
Figure 3-2: Sonde et appareil d'acquisition de données (la tige ne figure pas).....	22
Figure 3-3: Maillage du concept à 3 cônes; Agrandissement des cônes de sédimentation; les parties très ombragées correspondent aux sorties (outflow) et à ces endroits, le maillage est très densifié	28
Figure 4-1: Champ d'écoulement simulé du concept Gilbert de première génération (lignes de courant).....	40
Figure 4-2: Champ d'écoulement simulé du concept Gilbert de première génération (vecteurs) ..	41
Figure 4-3: Champ d'écoulement simulé du concept Gilbert de seconde génération (lignes de courant).....	42
Figure 4-4: Champ d'écoulement simulé du concept Gilbert de seconde génération (vecteurs) ...	43
Figure 4-5: Conditions frontières du bassin d'élevage	47
Figure 4-6: Trajectoires des particules lors des simulations effectuées	50
Figure 4-7: Géométrie du concept le plus efficace de la première vague de simulations	53
Figure 4-8: Efficacité de récupération en fonction de la taille des particules	56

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

La liste des sigles et abréviations présente, dans l'ordre alphabétique, les sigles et abréviations utilisés dans le mémoire ou la thèse ainsi que leur signification.

CFD Computational Fluid Dynamics

MAPAQ Ministère de l'agriculture, des pêcheries et de la l'alimentation du Québec

MDDEP Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs

MES Matières en suspension

MFN Mécanique des fluides numérique

P Phosphore

STRADDAQ Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce au Québec

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 - Bassin Gilbert de première génération	71
ANNEXE 2 - Densité des fèces de truite arc-en-ciel	74
ANNEXE 3 – Première vague de simulations	75
ANNEXE 4 – Bassin Gilbert de seconde génération	79
ANNEXE 5 - Seconde vague de simulations.....	84
ANNEXE 6 - Détermination du phosphore total dans les eaux usées	85

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Problématique de l'aquaculture en eau douce au Québec

En 2006, la production de l'industrie aquacole en eau douce québécoise s'est chiffrée à plus de 1400 tonnes de poissons vendues, totalisant un chiffre d'affaires d'environ 10,2 M\$ (Lefrançois, 2010). Il s'agit donc d'une industrie importante dans le portrait économique québécois. Toutefois, les piscicultures constituent une source importante de polluants organiques et de rejets de phosphore dans les milieux récepteurs (Gowen et al., 1990). C'est pour limiter cette pollution que le MDDEP a fixé de nouvelles normes. L'apparition de ces nouvelles préoccupations environnementales a eu pour effet une baisse de la production aquacole québécoise. En effet, la production a atteint un sommet en 1999 avec 2411 tonnes de produits vendues, pour ensuite progressivement diminuer à partir de l'année 2000 (MAPAQ, 2005).

Les rejets des exploitations piscicoles, estimés à 100-150 g N/tonne/jour d'azote ammoniacal et 20-60 g P/tonne/jour de phosphore, entraînent une pollution organique significative dans les milieux récepteurs (Boaventura et al. 1997). La concentration moyenne de phosphore des effluents piscicoles est estimée à 0,24 mg P/L en été et 0,14 mg P/L en hiver dans les piscicultures québécoises (Ouellet, 1999). Le MDDEP estime que près de 65% des cours d'eau en milieu agricole du Québec sont pollués, c'est-à-dire que leur concentration en phosphore excède le seuil d'eutrophisation fixé à 0,03 mg P/L par le Règlement sur les exploitations agricoles, inclus dans la *Loi sur la qualité de l'environnement*. Le phosphore étant un élément limitant des milieux aquatiques, une stratégie, soit la STRADDAQ (Stratégie de développement durable de l'aquaculture en eau douce au Québec) a été élaborée, visant à réduire le rejet de phosphore à 4,2 kg de phosphore par tonne de poissons produite d'ici 2014.

On estime que 30 à 40% du phosphore total largué par les truites se retrouve dans les boues, qui sont composées de fèces, d'excédents de nourriture et de débris (Bergheim et al., 1993; Cho et Bureau, 2001; Foy et Rosell, 1991). Les fines matières en suspension sont nuisibles à la santé des poissons (Timmons et Ebeling, 2010; Alabaster et Lloyd, 1982) et ce sont les particules les plus difficiles à récupérer. En effet, l'enlèvement des matières en suspension (MES) est de l'ordre de 29 à 42%, selon les études menées au Québec sur des étangs de sédimentation (Ouellet, 1999). Pour maximiser la récupération du phosphore, il est possible d'agir sur les moulées, les systèmes

de récupération et également sur l'écoulement, en respectant les besoins en nutriments et en oxygène des poissons. Il est primordial que l'écoulement favorise le déplacement rapide des particules vers les systèmes de récupération, puisque près de 25% du phosphore total des fèces de truite arc-en-ciel, se solubilise en moins de 24 heures (Garcia Ruiz et Hall, 1996). Dans la mesure du possible, l'écoulement doit permettre de concentrer les matières solides dans une petite partie de l'écoulement (Timmons et Ebeling, 2010). Une méthode à haute résolution a été mise au point pour déterminer la taille des particules en suspension dans les étangs d'élevage, en utilisant un laser. Cette méthode a été testée sur un étang d'élevage de truites et a montré que 8,1% des particules étaient plus petites que 40 μm et qu'un filtre à tambour pouvait récupérer 73,0% des particules en suspension (Brinker, 2005). Les résultats de cette étude donnent une bonne idée de la distribution de taille des particules. Dans un séparateur à cyclone, la séparation des solides est majoritairement due à la gravité, plutôt qu'à la force centrifuge (Veerapen, 2005). Cela laisse voir que la vitesse de sédimentation des particules est un paramètre important.

Dans l'optique où l'apparition de nouvelles normes a mené à une baisse de la production, de nouveaux concepts de bassin d'élevage doivent émerger, afin d'offrir des stratégies de gestion et de récupération du phosphore efficaces et peu coûteuses aux pisciculteurs (Morin, 2004). Il est donc primordial de développer un concept permettant d'optimiser la qualité de l'eau et d'améliorer l'efficacité environnementale, c'est-à-dire une unité où il est possible d'évacuer et/ou de récupérer les fumiers. La zone d'élevage doit être bien oxygénée afin de tenir compte des besoins des poissons. Sur le terrain de la pisciculture Gilbert se trouve un bassin dont la récupération de phosphore total largué par les poissons se chiffrait à 30% (Marcotte, 2010), avant modifications. Ce bassin permet de calibrer le modèle numérique de mécanique des fluides visant à maximiser la récupération du phosphore particulaire en optimisant les paramètres géométriques et hydrauliques du bassin. Le principe de la modélisation numérique est d'étudier le comportement des particules (i.e. les fumiers de poissons) en fonction de la dynamique des fluides (i.e. l'eau dans le bassin) dans un système créé virtuellement par un ordinateur. C'est-à-dire qu'à l'aide du logiciel de mécanique de fluide numérique (MFN) *Fluent*, il est possible de concevoir et modifier à volonté les paramètres du bassin, afin de déterminer le comportement du fumier de poissons pour les divers paramètres.

1.2 Hypothèses

Première hypothèse:

La modélisation 3D du bassin d'élevage via *Fluent* reproduit la configuration et les conditions d'opération du bassin d'élevage Gilbert de première génération.

Justification de l'originalité: La modélisation numérique de bassins d'élevage n'a jamais été réalisée. Les paramètres sont souvent déterminés suite à la construction par essais/erreurs.

Réfutabilité: L'hypothèse sera réfutée si la situation actuelle n'est pas reproduite, c'est-à-dire si les vitesses et l'efficacité de récupération du phosphore modélisées ne correspondent pas aux mesures prises sur le terrain.

Seconde Hypothèse:

La modélisation 3D du bassin d'élevage via *Fluent* détermine la configuration et les conditions d'opération favorables du bassin, afin de maximiser la récupération du phosphore.

Justification de l'originalité: La modélisation numérique de bassins d'élevage n'a jamais été réalisée, en respect des différents paramètres et des contraintes de coûts et de temps.

Réfutabilité: L'hypothèse sera réfutée si l'efficacité de récupération du phosphore mesurée sur le bassin construit ne correspond pas au résultat obtenu via la modélisation.

Troisième Hypothèse:

Le design et les paramètres d'opération du bassin construit sont favorables au niveau de la récupération du phosphore et de minimisation des coûts.

Justification de l'originalité: Aucune analyse de sensibilité n'a été réalisée sur les différents paramètres de bassin d'élevage.

Réfutabilité: L'hypothèse sera réfutée si l'efficacité de récupération du phosphore mesurée sur le bassin construit n'atteint pas une valeur seuil, et ce, à faible coût.

1.3 Objectifs

Objectif général: Optimiser et tester un nouveau concept de bassin piscicole destiné à la production de poissons pour le marché de l'ensemencement.

Objectifs spécifiques:

- 1- Modéliser le bassin Gilbert de première génération, afin de calibrer le modèle dans *Fluent*.
- 2- Réaliser la modélisation numérique du bassin piscicole, afin de déterminer les paramètres de design et d'opération qui maximisent la récupération du phosphore.
- 3- Construire ledit bassin sur le terrain de la pisciculture *Gilbert inc.*
- 4- Valider et améliorer le bassin d'élevage à partir des résultats de mesures quantitatives et qualitatives sur le terrain.

CHAPITRE 2 REVUE DE LITTÉRATURE

2.1 Mise en contexte de l'aquaculture en eau douce au Québec

2.1.1 Bref historique

L'industrie piscicole québécoise compte la production de salmonidés depuis 1857. À l'époque, l'élevage d'omble de fontaine et de saumon de l'atlantique était effectué, afin de subvenir aux besoins grandissants de la pêche sportive, en termes de jeunes poissons. La production piscicole visait à reconstituer les stocks déficients des cours d'eau québécois (Morin, 2007). La production des entreprises d'aquaculture en eau douce est encore en bonne partie dédiée au marché de l'ensemencement. Ce n'est qu'au début des années 1980, que l'élevage de salmonidés, visant le marché de la table, a débuté. Ce nouveau créneau s'est accompagné d'une croissance de la production, de même que de l'émergence de nouvelles entreprises. En 1998, la biomasse de salmonidés produite pour le marché de la table était supérieure à celle destinée au marché de l'ensemencement.

En 1999, la production aquacole québécoise a atteint un sommet, s'élevant à plus de 2000 tonnes. Or, le resserrement des contraintes environnementales a eu pour effet une baisse de production, de même que la fermeture de plusieurs piscicultures. Depuis 2001, la production annuelle est d'environ 1400 tonnes, ce qui correspond à la production au début des années 1990. Dans le but d'augmenter le niveau de production, des efforts importants sont mis de l'avant, afin d'améliorer les performances environnementales des entreprises piscicoles.

2.1.2 Contexte législatif de l'industrie piscicole

Pour garder en captivité et faire l'élevage de poissons à des fins commerciales, il faut obligatoirement détenir un permis. Deux types de permis sont distribués, soient un s'adressant aux pisciculteurs œuvrant dans la production de poissons destinée à l'ensemencement, au marché de la table et à l'approvisionnement d'autres éleveurs et l'autre visant les exploitants d'étangs de pêche (Morin, 2007). Afin de préserver la faune sauvage, la production piscicole sur le territoire québécois est limitée et encadrée par une législation.

Les activités piscicoles sont assujetties à la *Loi sur la qualité de l'environnement*, qui limite entre autres la quantité d'eau pouvant être prélevée. Cette loi fixe également des normes à respecter quant aux rejets des effluents piscicoles dans le cours d'eau récepteur. La concentration de phosphore acceptable dans un cours d'eau est fixée à 0,03 mg P/L, ce qui correspond au seuil d'eutrophisation.

2.1.3 Production piscicole québécoise

Jusqu'en 2000, la production aquacole en eau douce québécoise a connue une expansion, associée à la demande grandissante du marché de la table, de même qu'aux aides financières allouées par le MAPAQ en 1980, 1986 et 1992 (Morin, 2007). De 310 tonnes en 1980, la production est passée à 800 tonnes en 1983, puis à 1400 tonnes en 1991, pour ensuite dépasser les 2000 tonnes entre 1997 et 2000 (Figure 2-1).

L'apparition de nouvelles contraintes environnementale en 2000 a mené à une régression de la production piscicole, ramenant le niveau à celui enregistré en 2001, soit de 1400 tonnes par an. En effet, entre 2000 et 2003, la production annuelle s'est vue diminuée de plus de 36% (Lefrançois, 2009).

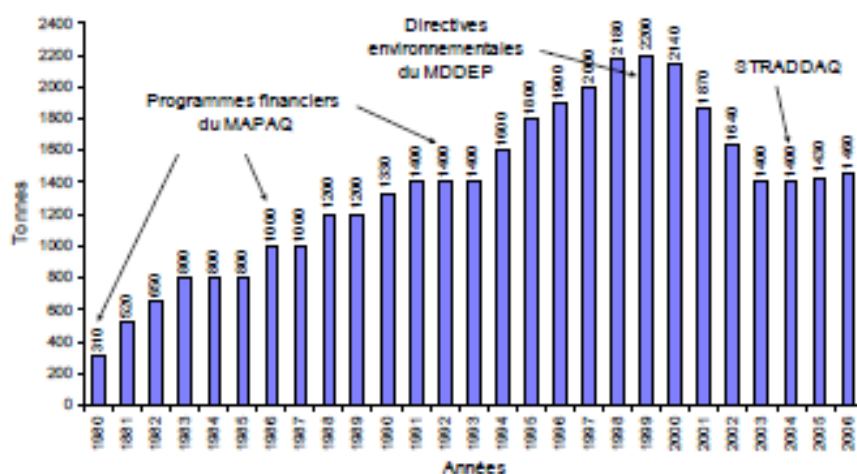


Figure 2-1: Production piscicole au Québec (Morin, 2007).

Parmi les espèces produites par les entreprises piscicoles québécoises, l'omble de fontaine et la truite arc-en-ciel dominant le tableau. En 1992, ces deux espèces représentaient respectivement

70% et 30% des 1400 tonnes de poissons produites. Depuis, l'élevage s'est diversifié et en 2006, elles comptaient pour 52% et 46%, les 2% restant de la production annuelle de 1460 tonnes étant de l'omble chevalier et d'autres espèces.

2.1.4 Entreprises piscicoles québécoises

Au Québec, on distingue deux types d'entreprises piscicoles, soient les stations piscicoles productrices et les étangs de pêche. La production est presque toute réalisée dans les stations piscicoles, qui contribuent de manière significative, voire à la totalité des revenus des producteurs. Quant aux étangs de pêche, leur activité principale, soit la pêche sportive, est saisonnière. Leurs propriétaires s'approvisionnent auprès des stations piscicoles, puisqu'ils ne sont généralement pas producteurs. Entre 1995 et 2000, on comptait environ 172 à 187 permis d'entreprises piscicoles. Suite au resserrement des normes, de même qu'à une rationalisation des permis émis entreprise par le MAPAQ, ce nombre a chuté, s'élevant à 126 en 2006 (Morin, 2007).

Avant les années 2000, une dizaine d'entreprises produisaient plus de 50 tonnes annuellement et totalisaient plus de 50% de la production de la province. À partir de 2002, seulement 7 entreprises avaient une telle production, correspondant à 45% de la production provinciale. En 2006, les entreprises piscicoles du Québec, ayant une production inférieure à 25 tonnes, représentaient 85% du portrait (Lefrançois, 2009). De ce fait, la plupart des entreprises aquacoles sont de petites et moyennes entreprises.

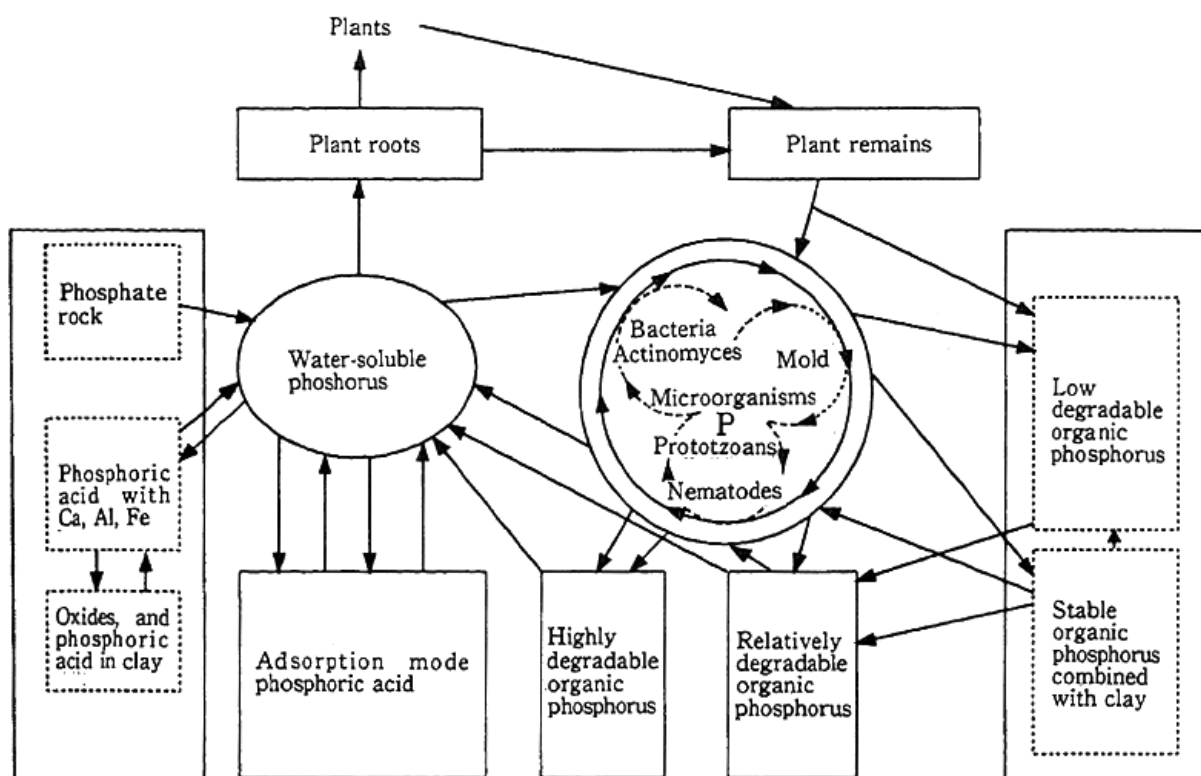
L'exploitation piscicole requiert d'importants débits d'eau de bonne qualité. En 2006, un débit total de 14 430 m³/h a été utilisé par les entreprises, dont 65% provenait des eaux surface et 35% des eaux souterraines (Morin, 2007). Par rapport à l'année 2000, il s'agit d'une diminution de près de 30%.

2.2 Le phosphore dans l'environnement

Parmi les cycles biogéochimiques, le cycle du phosphore se distingue, puisqu'il ne possède pas de composante gazeuse. De ce fait, il n'affecte pratiquement pas l'atmosphère, sauf lorsqu'il est lié à des particules de poussière. La Figure 2-2 illustre le cycle du phosphore.

Dans les milieux terrestres, la forme dans laquelle le phosphore est le plus fréquemment observé est le phosphate, c'est-à-dire un atome de phosphore entouré de quatre atomes d'oxygène (PO_4). D'ailleurs, ce composé se retrouve dans le squelette des êtres vivants, de même que dans les dents des vertébrés. On retrouve du phosphore également dans nombre de cristaux et composés minéraux, notamment les apatites et la vivianite (Lefrançois, 2009). Tous les types de sol contiennent du phosphore. Le phosphore étant un élément essentiel à toutes les formes de vie, on le retrouve dans les organismes végétaux et microbiologiques. Lors de la décomposition de ces organismes, le phosphore est réintégré au sol (Brady et Weil, 2004).

Dans les milieux aquatiques, le phosphore minéral se retrouve sous forme d'ions H_2PO_4^- et HPO_4^{2-} . Le phosphore présent en milieu marin provient des sols, via l'érosion des roches contenant les minéraux primaires phosphatés, du lessivage des sols cultivés, où l'on retrouve la forme adsorbée, minérale et organique, de même que des effluents domestiques.



(Modified slightly from Chauhan, et al)

Figure 2-2: Cycle du phosphore (Lefrançois, 2009; Source : <http://www.env.go.jp/en/>)

2.3 L'eutrophisation des cours d'eau

Le phosphore et l'azote sont essentiels afin d'avoir des cultures profitables et du bétail. Or, le phosphore qui ruisselle dans un bassin versant peut accélérer l'eutrophisation des milieux récepteurs (Sharpley et al., 2003). L'introduction de phosphore augmente la production biologique des eaux de surface en accélérant le phénomène d'eutrophisation, c'est-à-dire le vieillissement naturel dans les lacs et cours d'eau, via l'enrichissement en nutriments. La surcharge de nutriments dans le milieu induit la prolifération excessive d'algues et de phytoplanctons (Lefrançois, 2009, Smith et al., 1999). Il en découle également la décomposition de matière organique qui mène à une baisse de la concentration en oxygène. Cela peut engendrer la dégradation de l'habitat aquatique, notamment associée à une diminution de la biodiversité du milieu. Évidemment, l'eau ainsi dégradée devient impropre à la consommation, à la pêche et à la récréation (Sharpley et al., 2003). Les activités humaines contribuent à ce phénomène en apportant des charges de nutriments importantes dans les milieux récepteurs (Lefrançois, 2009).

Au Canada, le rejet de phosphore est attribué principalement à l'agriculture. En effet, on estime que cette industrie engendre un rejet de plus de 56 000 tonnes par an (Chambers et al., 2001). Dans certaines régions, la croissance rapide et l'intensification des activités agricoles ont mené à un déséquilibre entre le phosphore entrant, via l'alimentation et les fertilisants, et le phosphore retenu dans les produits agricoles. Par conséquent, le phosphore contenu dans les sols excède les besoins des cultures et se retrouve dans le ruissellement de surface (Sharpley et al., 2003).

Dans le cas de l'aquaculture, le phosphore contenu dans les moulées qui n'est pas retenu par les poissons se retrouve dans les boues et éventuellement dans les milieux récepteurs. Il faut noter qu'environ 30% du phosphore contenu dans les moulées n'est pas soluble. Au Québec, le rejet en phosphore de l'aquaculture s'élève à 10 tonnes, soit seulement 0,03% du rejet total de la province (Chambers et al., 2001).

2.4 Le phosphore dans les rejets piscicoles

Le phosphore, provenant essentiellement des apports de moulée, constitue un élément nécessaire à la croissance des poissons. Les structures osseuses et cartilagineuses, ainsi que les écailles en contiennent. Le phosphore entre également dans les processus métaboliques des poissons. Par contre, le phosphore contenu dans les moulées n'étant pas complètement absorbé ou digéré, il se retrouve dans le milieu récepteur (Ouellet, 1999), soit sous forme particulaire, soit dissous, tel qu'illustré à la Figure 2-3. La digestibilité du phosphore dépend de l'espèce de poisson de même que de la provenance du phosphore, qui peut être d'origine animale (farine d'os, farine de poisson), végétale ou minérale. Pour la truite arc-en-ciel, la digestibilité du phosphore issu de farine de poissons se situe autour de 60% (Dosdat, 1992). Les rejets de phosphore peuvent être sous forme de phosphate inorganique par le rein dans l'urine et sous forme particulaire dans les fèces. Une fraction du phosphore dissous est rejetée par les branchies, soit 2% du rejet total (Dosdat, 1992).

Parmi les 60 à 80% de phosphore excrété sous forme particulaire, une partie peut être rapidement solubilisée. Tandis que les fractions de phosphore liées au calcium sont insolubles, celles liées aux composés organiques sont rapidement dissoutes (Lall, 1991). Du phosphore contenu dans les fèces, 26 à 48% est solubilisé à l'intérieur de 15 jours à 17°C (Ouellet, 1999).

Le niveau optimal de phosphore recommandé dans les moulées est de 0,6% P (Koko et al., 2010). Pour une telle teneur en phosphore, la rétention chez la truite arc-en-ciel est estimée à 60% (Rodehutscord et al., 1996). Entre 20 et 55% du phosphore contenu dans les moulées serait utilisé par la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), (Dosdat, 1992).

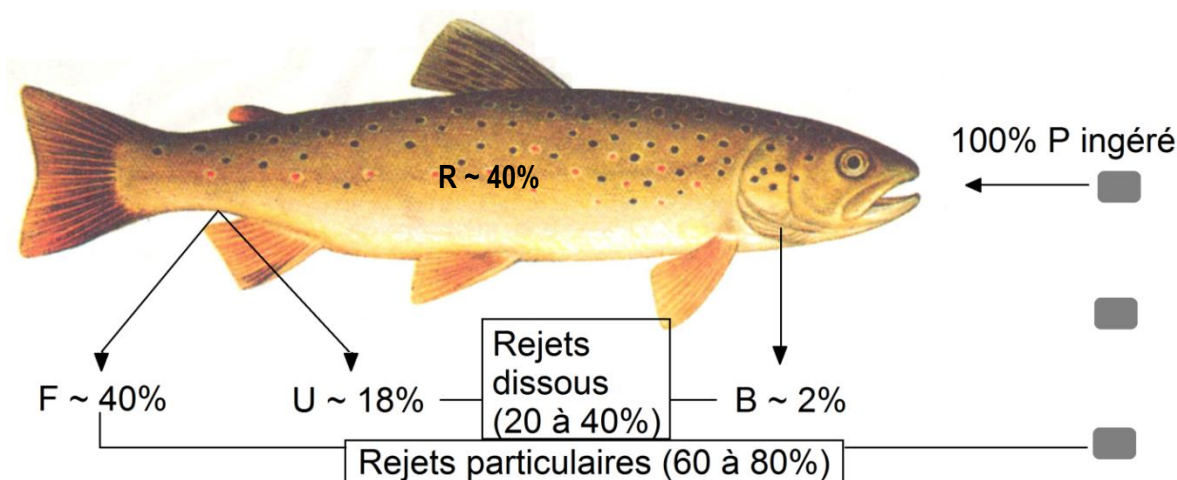


Figure 2-3: Répartition des rejets de phosphore chez la truite arc-en-ciel - Adapté de Ouellet (1999)

Marcotte (2010) propose un bilan permettant de déterminer l'efficacité de récupération du phosphore via la formule:

$$\text{Efficacité de récupération} = \frac{\text{Masse de PT ou de MT dans boue dilluée}}{\text{Rejet des poissons}} \quad (2.1)$$

Dans ce ratio, la masse de boue diluée correspond à la masse en kg de phosphore total (PT) ou de matières sèches totales (MT) contenues dans les fumiers récupérés lors de la purge des cônes de sédimentation. Lorsque la purge des cônes est effectuée, un volume de 900 litres d'eau dilue les fumiers, ce qui donne lieu à une boue diluée. Pour ce qui est du rejet des poissons, il s'agit de P ou MT rejeté théoriquement par les poissons. Pour le phosphore, la masse du P assimilé par les poissons (Figure 2-4) est soustraite au phosphore total apporté par la moulée, qui correspond au P total. On estime que 0,4% de la biomasse est attribuable au phosphore et donc, la biomasse produite quotidiennement dépend du taux de conversion alimentaire moyen du bassin d'élevage, soit 1,1 (i.e. 1,1 kg de moulée nécessaire à la production de 1,0 kg de biomasse) (Sauvé, 2006). D'après les fournisseurs de moulées, celles-ci contiennent en moyenne 1,05% de P. Connaissant la masse de moulée apportée au bassin quotidiennement, le phosphore total peut être déterminé. Pour ce qui est des matières totales, la masse de fumier produite correspond à environ 20% de la masse de moulée quotidienne (Données utilisées dans les calculs STRADDAQ, MAPAQ).

Le phosphore sous forme particulaire n'est évidemment pas d'une taille unique. Sindilariu (2009), affirme que 70% des particules larguées par les truites sont plus grandes que 63 μm . Pfeiffer (2008) a obtenu une distribution de 26,3% des particules dans l'intervalle 105-250 μm et de 28,3% dans l'intervalle de 250-500 μm , 17,2% des particules étaient plus grandes que 500 μm et 28,3% étaient plus petites que 100 μm , dont seulement 1% étaient inférieures à 23 μm .

2.5 Stratégies de réduction du phosphore dans les rejets piscicoles

2.5.1 Réduction à la source

Afin de diminuer le phosphore dans les effluents piscicoles, il est possible de le réduire à la source, soit dans les moulées. En effet, la plupart des polluants contenus dans les rejets piscicoles sont introduits par l'alimentation des poissons (Bergheim & Asgard, 1996). Les moulées contiennent des ingrédients qui sont peu digestes, voire indigestes et qui se retrouvent dans les matières solides éliminées par les poissons. D'ailleurs Koko et al. (2010) ont testé différents régimes en alternance combinant une alimentation déficiente et suffisante en phosphore et ont mesuré les charges de phosphore contenues dans les rejets de truites arc-en-ciel. Trois diètes se distinguent, soient celle déficiente en phosphore (0,4% P), celle dont le niveau de phosphore est dit optimal (0,6% P) et celle dite suffisante, contenant 0,8% P, en tant que diète de contrôle. Six régimes alimentaires ont été établis, dont la diète continue suffisante en phosphore. L'étude a révélé que les poissons alimentés par des régimes alternés montraient une consommation significativement inférieure de phosphore que les poissons nourris continuellement à 0,6% P ou 0,8% P. Les poissons alimentés sur une base continue donnaient lieu à une charge de phosphore plus importante dans les rejets que les régimes en alternance. La croissance et la minéralisation des tissus n'étaient pas affectées par les différents régimes. Il a été montré qu'il était possible de diminuer l'apport en phosphore de 34% et d'ainsi réduire la charge de 52% en adoptant un régime alterné, en comparaison au régime suffisant, sans compromettre la croissance des truites arc-en-ciel.

2.5.2 Paramètres hydrauliques et transport des solides

Les bassins d'élevage de poissons présentent fréquemment des débits d'eau importants et de faibles concentrations en matières en suspension. Bien que les concentrations de solides soient faibles, il est nécessaire de les traiter, afin de respecter les normes de rejets établies (Lefrançois, 2009). Afin de faciliter la récupération des solides, un travail d'optimisation peut être fait sur l'écoulement, de sorte à favoriser le déplacement des particules vers une zone de sédimentation.

L'écoulement dans un bassin d'élevage est un écoulement eau/solides. Par conséquent, la phase liquide et la phase solide doivent être caractérisées. La phase liquide se définit par sa masse volumique, sa viscosité, sa vitesse moyenne et la vitesse de frottement, tandis que la phase solide est caractérisée par la taille des particules, la forme de celles-ci, leur masse volumique et la cohésion des particules (Graf et Altinakar, 2000). La vitesse de sédimentation des particules dépend de leur taille, leur forme et leur masse volumique. Lorsque la dimension des particules est relativement petite par rapport à la dimension de l'écoulement, la turbulence joue un rôle primordial dans l'écoulement du mélange eau/solides. Le transport des solides ou sédiments constitue un phénomène très complexe. Graf et Altinakar (2000) présentent une classification des écoulements de mélanges eau-sédiments en fonction de la concentration volumique des particules solides (C_s), telle que montrée à la Figure 2-4.

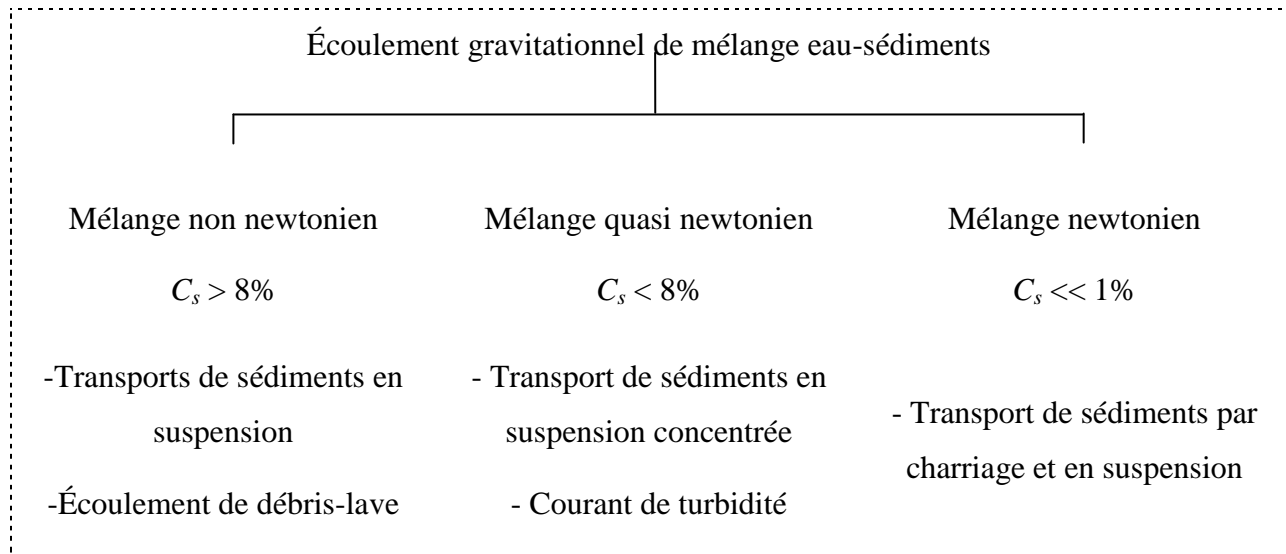


Figure 2-4: Classification des écoulements d'un mélange (Adapté de Graf et Altinakar, 2000)

Les particules solides se déplacent par charriage, en suspension, ou en suspension intrinsèque. La Figure 2-5 illustre ces modes de déplacement. Le charriage implique un contact étroit des particules avec le fond du bassin. Les particules se déplacent alors en glissant, roulant ou sautant. Ce mode de transport est propre aux particules relativement grandes. Le mode de transport par suspension sous-entend un contact occasionnel des particules avec le fond du bassin. On parle alors d'un déplacement par bonds successifs impliquant que les particules demeurent souvent entourées d'eau. Les particules relativement fines ont tendance à emprunter ce mode de transport. Pour ce qui est du transport en suspension intrinsèque, les particules, souvent très fines, ne sont jamais en contact avec le fond et sont dites emportées par l'écoulement.

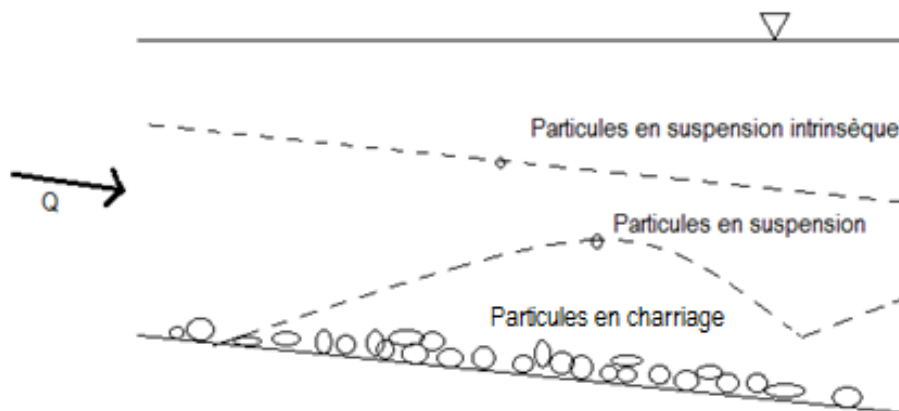


Figure 2-5: Représentation des modes de transport (Adapté de Graf et Altinakar, 2000)

2.6 Sédimentation des solides

La sédimentation est le processus par lequel une particule, d'un poids et d'une forme spécifiques, soumise à la gravité, atteint le fond d'un bassin (Champagne, 2010). La vitesse moyenne de sédimentation des fèces de truite arc-en-ciel est estimée à 1,7 cm/s (Wong et Piedrahita, 2000). En production piscicole, on considère généralement qu'il est possible de trapper par sédimentation les particules de 100 microns et plus. Toutefois, par définition, les matières sont considérées solubles lorsqu'elles passent à travers un filtre de 2,0 μm (APHA, 2005).

Les particules susceptibles de sédimenter sont celles ayant une densité supérieure à celle de l'eau. On distingue quatre types de sédimentation (Lefrançois, 2009)

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

Les caractéristiques physico-chimiques d'une particule, notamment la taille, les affinités électrochimiques, la densité, ainsi que la viscosité du fluide récepteur influent sur la vitesse de

sédimentation de celle-ci (Grandjean ,2006). La distribution des tailles des particules donne lieu à une importante variation de la vitesse de sédimentation, soit entre 0,16 et 2,31 cm/s pour des rejets de truite arc-en-ciel (True et al., 2004).

Les particules ayant sédimenté dans le bassin peuvent être remises en suspension en raison du mouvement engendré par l'activité des poissons. D'ailleurs, on estime que 60 à 90% des matières en suspension sont issues de particules ayant précédemment sédimenté (Avnimelech et al., 1999).

Pour qu'il y ait remise en suspension d'une particule, l'énergie cinétique associée au mouvement turbulent doit égaler l'énergie potentielle attribuable aux forces de gravité (Xuereb et al. 2006). La formule suivante définit la vitesse minimale nécessaire à la remise en suspension d'une particule (Lefrançois, 2009):

$$V_h = \left[\frac{8k(SG-1)gd}{f} \right]^{1/2} \quad (2.2)$$

avec:

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 adhésif)

SG : Densité relative des particules

g : Constante gravitationnelle (9,81 m/s²)

d : Diamètre des particules (m)

f : Coefficient de friction de Darcy-Weisbach, fonction de la rugosité relative et du nombre de Reynolds, généralement entre 0,02 et 0,03.

2.7 Types de bassins piscicoles et caractéristiques des écoulements

Dans un étang d'élevage, on a mesuré que les fumiers ont tendance à s'accumuler sous les aérateurs de surface (Sanchez, 2008). Les trappes à sédimentation, en forme de cône ou de pyramide inversé, sont utilisées dans les fermes modèles du Danemark (Lareau et al., 2004) et dans celles de Yoo et al. (1995), afin de récupérer les rejets produits dans des "raceways", soient des bassins en longueur présentant des débits d'écoulement assez élevés, soient dans l'intervalle 4,5-7,5 L/s/tonne de poissons (Cripps, 1994). Pour ce qui est des systèmes en recirculation, des bassins à double drain autonettoyant permettent l'évacuation rapide des fumiers. Les profils de vitesses de l'eau de ce type de bassin ont été mesurés de sorte à proposer des paramètres de design optimisant cette évacuation (Davidson et Summerfelt, 2004). Puisque plus de 25% du phosphore total contenu dans les fèces de truite arc-en-ciel se solubilise en moins de 24 heures, une récupération rapide des fumiers est nécessaire (Garcia-Ruiz et Hall, 1996; Lefrançois et al., 2010).

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

3.1 Mise en contexte

La caractérisation du comportement d'un écoulement piscicole et d'une charge de polluants se fait en étudiant des mesures prises dans le bassin d'élevage. Or, il est impossible de construire tous les concepts afin de prendre des mesures et de comparer les résultats. Dans cette optique, la mécanique des fluides numérique (MFN) constitue une alternative intéressante afin de prédire le comportement d'un écoulement piscicole. Bien que la MFN parvienne à décrire l'hydraulique de façon satisfaisante, la modélisation du transport de sédiments demeure difficile (Dufresne et al., 2009).

La MFN permet de modéliser des problèmes d'écoulements incompressibles et compressibles, laminaires et turbulents. Parmi les logiciels de MFN, *Fluent* a été utilisé. Le logiciel *Fluent* possède une gamme de modèles d'écoulement à surface libre et d'écoulements multi-phases. Ils peuvent servir à modéliser un écoulement liquide-solide, comme le cas présent. Pour ce type de problèmes, *Fluent* propose le modèle de volume de fluide ("volume-of-fluid"), de mélange ("mixture"), le modèle d'Euler ("Eulerian model") et le modèle à phase discrète ("discrete phase model"). Ce dernier réalise des calculs Lagrangiens des trajectoires de particules dispersées dans un fluide et inclut un couplage avec la phase continue (Ansys, 2009). La sédimentation fait partie des écoulements multi-phases et doit donc être simulée via un de ces modèles.

Le problème du bassin d'élevage peut être résolu suivant l'une de deux approches, l'approche Euler-Lagrange ou l'approche Euler-Euler. La première approche traite la phase fluide comme un continuum en solutionnant les équations de Navier-Stokes, alors que la phase dispersée est résolue en suivant un grand nombre de particules à travers le champ d'écoulement. Cette seconde phase peut échanger de la quantité de mouvement, de la masse et de l'énergie avec le fluide. Pour employer ce modèle, on doit poser l'hypothèse selon laquelle la masse de particules est significativement inférieure à la masse de fluide, c'est-à-dire qu'elle constitue une fraction de volume inférieure à 10-12% du volume de fluide, afin d'éviter les interactions entre les particules. Le modèle lagrangien de phase discrète particulaire stationnaire s'applique aux écoulements pour lesquels les courants de particules sont injectés dans une phase continue, dont les conditions

d'entrée et de sortie sont bien connues. Il ne parvient pas à modéliser les particules en suspension continue. Par contre, le même modèle en mode transitoire y parvient. Le modèle à phase discrète permet de définir des conditions aux limites spécifiques aux particules. D'ailleurs, ces conditions permettent de déterminer la fraction de particules attrapées. En effet, il est possible d'attribuer différentes réactions aux particules, dépendamment où elles se retrouvent. La particule peut donc être réfléchie, avoir un mouvement de saltation, s'échapper, être trappée, etc.

Quant à l'approche Euler-Euler, les différentes phases sont traitées mathématiquement comme interpénétrant le continuum. Le concept de fraction de volume est introduit, puisqu'une phase ne peut pas occuper le volume d'une autre phase. Ces fractions de volume sont considérées comme étant des fonctions continues de l'espace et du temps et leur somme est égale à 1. Le modèle Eulérien résout un ensemble de n équations de la quantité de mouvement et de continuité pour chaque phase. Pour les écoulements granulaires, comme dans le présent projet, les propriétés découlent de la théorie cinétique. Parmi les écoulements liquides-solides pouvant être modélisés par *Fluent*, on retrouve les régimes suivants : l'écoulement de boue, qui correspond au transport de particules dans un liquide, l'hydro-transport, qui décrit la distribution de densité des particules solides dans un fluide continu et la sédimentation, qui décrit la chute des particules dans une colonne initialement remplie d'un mélange uniforme de particules. Évidemment, il est possible de combiner ces régimes d'écoulement pour modéliser des écoulements plus complexes. La figure 3-1, adaptée du guide d'utilisation de *Fluent* (Ansys, 2009), représente des écoulements tri-phasiques :

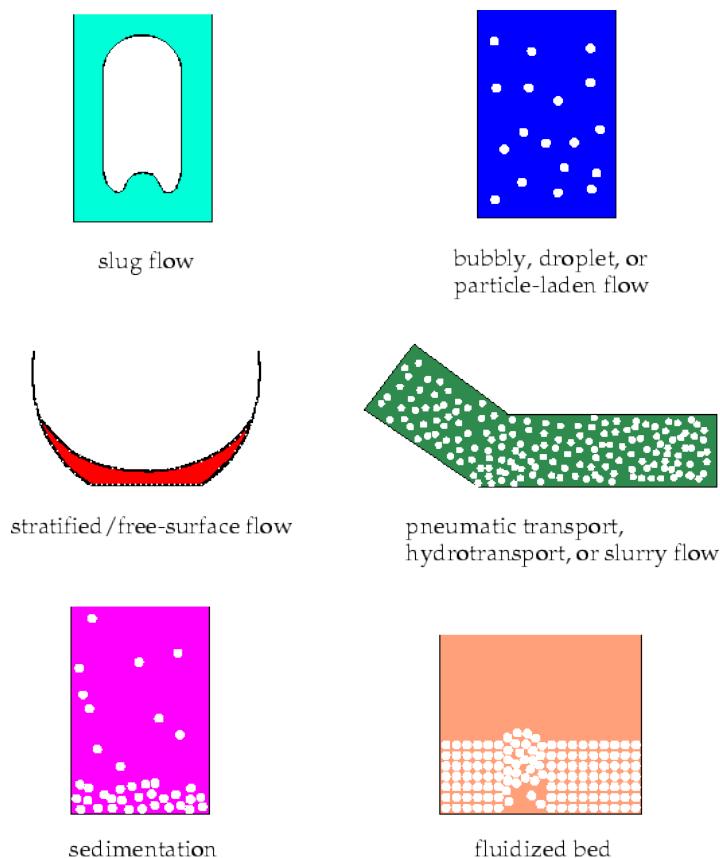


Figure 3-1: Régimes d'écoulement multi-phases (Adapté de *Fluent*, 2009)

Les deux approches peuvent être employées afin d'obtenir des informations différentes sur l'écoulement. Pour l'étude actuelle, l'approche Euler-Lagrange a été privilégiée, en raison de sa capacité à donner directement des résultats analysables d'un point de vue de l'efficacité de récupération.

3.2 Caractéristiques du bassin de référence

Un bassin d'élevage construit sur le terrain de la pisciculture *Gilbert inc.* en 2010 a servi de référence pour les simulations. Ce bassin en béton coffré est constitué d'une zone d'élevage de 30,5 m de long par 7,32 m de largeur et d'une zone de sédimentation de 2,44 m de largeur munie de quatre cônes disposés en quadrilatère. Le bassin contient 250 m³ d'eau et est alimenté par un débit de recirculation de 48 à 70 m³/h et d'un débit d'eau neuve de 14 m³/h. Dans la zone

d'élevage, le fond a une pente centrale de 2%, soit une profondeur de 1,05 m à l'amont et de 1,65 m à l'aval. Par rapport au bassin décrit par Marcotte (2010), où l'entrée d'eau était assurée par un tuyau muni d'une quinzaine d'ouvertures, celle-ci a été modifiée pour un déversoir faisant la largeur du bassin. L'entrée d'eau du bassin est constituée de deux "fresh-flows", qui pompent l'eau des caissons de sortie, c'est-à-dire que l'eau est réutilisée. Il s'agit donc d'un système en recirculation. Un aérateur de surface est placé au-dessus de la zone d'élevage et permet de recirculer un débit de 105 m³/h. Une étude de caractérisation menée par Sanchez Barrios (2008) a montré que 17 à 73% des boues des étangs piscicoles s'accumulent sous les aérateurs de surface dans une zone d'environ 4 m². Ce concept est basé sur cette observation.

Ce bassin a été modélisé dans le "*Workbench*" de *Ansys*. L'Annexe 1 montre des photos et des plans de la géométrie du bassin. Pour calibrer le modèle, des mesures hydrauliques et de qualité de l'eau, principalement concernant le phosphore, ont été effectuées sur le terrain. Les sections suivantes présentent ces différentes mesures.

3.3 Mesures de qualité de l'eau

Une campagne de mesure de qualité a été menée à l'automne 2010 sur le terrain de la pisciculture *Gilbert inc.* Les mesures de qualité visent à quantifier le phosphore total récupéré du bassin, de même que la qualité de l'eau d'élevage. Pour ce faire, des échantillons des purges sont prélevés, afin de réaliser un bilan de phosphore. Connaissant la quantité de phosphore entrant via les informations de la moulée, il est possible de déterminer l'efficacité de récupération, tel que présenté à la section 2.4, d'après Marcotte (2010). Bien sûr, certaines hypothèses sont formulées pour réaliser ce bilan. En effet, on prend en compte la teneur en phosphore de la moulée indiquée par le fournisseur. De plus, on estime que 40% du phosphore ingéré est assimilé par les poissons (Ouellet, 1999). Du 60% restant, 60 à 80% est sous forme particulaire, tel qu'illustré à la Figure 2-3 et peut être récupéré. De plus, des échantillons d'eau du bassin ont été prélevés, afin d'en déterminer la concentration en matières en suspension.

3.4 Mesures hydrauliques

Le 15 novembre 2010, des mesures hydrauliques ont été effectuées à l'aide d'une sonde (Figure 3-2), afin de mesurer la vitesse et la direction de l'écoulement en plusieurs points du bassin. Pour couvrir le bassin faisant 30,5 m par 7,32 m, 25 points de mesures ont été retenus, sur lesquels des mesures ont été effectuées à trois profondeurs différentes, soient à 0,1 m, 0,5 m et 1 m de la surface.



http://www.fondriest.com/products/sontek_flowtracker.htm

Figure 3-2: Sonde et appareil d'acquisition de données (la tige ne figure pas)

Des mesures semblables ont été prises le 4 juillet 2011, mais dans le bassin sans poissons. Une grille de vitesses un plus représentative de l'écoulement a été obtenue, puisque lors des dernières mesures, les poissons perturbaient énormément la sonde en s'y heurtant. Cela donnait lieu à des vitesses dans toutes les directions. Toutefois, les faibles vitesses combinées à l'instabilité physique de l'appareil (l'appareil était tenu à bout de bras au-dessus du bassin) donnent des résultats peu exploitables.

3.5 Essais de sédimentation au LARSA

Le 28 octobre 2010, des essais préliminaires de vitesses de sédimentation ont été effectués au LARSA à l'Université Laval. Ces essais visaient à déterminer la vitesse de sédimentation de fèces obtenues en utilisant différentes moulées sur une même espèce. La moulée employée à la pisciculture *Gilbert inc.* est la *Corey Optimum*. Elle a été comparée à la moulée *Martin MHNRG*. Les fèces peuvent être qualifiées en termes de friabilité, compaction, absorbance et turbidité.

Le 20 avril 2011, des tests ont été effectués sur des fèces de truite arc-en-ciel d'environ 225 g et de 25-30 cm de long, obtenues au LARSA. Ces tests ont permis de déterminer la densité sèche des fèces, qui se chiffre autour de 1070 kg/m³ pour les fèces de poissons nourris à la moulée *Corey Optimum* et autour de 1024 kg/m³ pour ceux nourris à la *Martin Classique*. Les résultats de ces tests sont présentés à l'Annexe 2. La densité est un paramètre qui influence grandement la sédimentation des particules. Ces valeurs montrent l'impact significatif du choix de moulée. La procédure suivie pour déterminer la densité des fèces est décrite ci-dessous:

- 1- Faire refroidir les contenants de porcelaine calcinés (30 min au dessiccateur).
- 2- Peser les contenants.
- 3- Déterminer la masse totale (contenant + fèces humides).
- 4- Faire évaporer l'eau (4 heures) au four à 103 °C.
- 5- Peser la masse sèche (contenant + fèces sèches).
- 6- Plonger les fèces dans un volume d'eau connu dans un cylindre gradué de 25 mL.
- 7- Déterminer le volume déplacé par les fèces.
- 8- Déterminer la masse volumique des fèces ($\rho = m/V$).

3.6 Modèle de mécanique des fluides numérique

La MFN implique d'abord de créer la géométrie du bassin. Ensuite, il est nécessaire de faire un maillage, c'est-à-dire une grille tridimensionnelle donnant la résolution et la précision recherchée de la solution. Ensuite, le modèle doit être défini dans *Fluent*, afin de déterminer, d'une part le type de modèle, et d'autre part, les divers paramètres impliqués. *Fluent* calcule une solution qui doit respecter la continuité, sinon il y a divergence. Il faut donc s'assurer que le maillage soit bien fait, afin qu'il n'y ait pas d'erreurs associées à des cellules incorrectes qui emprisonnent la

solution. Le logiciel donne en sortie toute sorte de graphiques et de schémas, notamment de vitesses, sur lesquels apparaissent des vecteurs de taille plus ou moins grande, donnant un visuel de la vitesse et de la direction des particules. *Fluent* permet de visualiser le déplacement des particules dans le bassin. Il est donc possible de suivre les particules pour différentes configurations et différentes conditions hydrauliques.

Puisque la charge de polluants est petite, la phase solide n'influence pas l'écoulement de l'eau dans le bassin (Graf et Altinakar, 2000). Par conséquent, une approche non couplée entre le champ d'écoulement et la charge de polluants convient à l'étude actuelle.

3.6.1 Maillage

Le type de maillage employé est composé de cellules en forme de tétraèdres. La méthode "patch conforming" a été employée. Cette stratégie est utilisée afin d'obtenir une grille dominée par les tétras/hybride et est recommandée lorsque la géométrie est relativement simple (Ansys, 2010). Cette méthode, bien qu'automatisée, interagit avec des contrôles de maillage additionnels et présente certaines aptitudes. Notamment, le "pinch" permet de retirer certains éléments du maillage (par exemple: élément présentant une trop forte asymétrie et bloquant la solution). Des fonctions de taille avancées permettent également de contrôler la distribution du maillage. La grille utilisée contient entre 2 et 5 millions de cellules. Le maillage a été raffiné en utilisant les différents paramètres mis en place dans le *Mesher* de *Ansys Workbench* afin d'obtenir des facteurs d'évaluation de la qualité satisfaisant. En effet, des facteurs d'asymétrie, de qualité d'élément et de rapport d'aspect permettent de quantifier, en quelque sorte, la qualité du maillage. Le but du maillage est de décomposer le domaine de la solution en un nombre approprié de localisations, afin d'obtenir une réponse juste.

Dans le guide d'utilisation (Ansys, 2010), un tableau indique les préférences physiques des différents contrôles de maillage pour des modèles mécaniques et de mécanique des fluides numériques. C'est à partir de ces préférences que le maillage a été défini dans le *Mesher* de *Ansys*. Le Tableau 3.1 présente celles-ci.

Tableau 3.1: Préférences physiques (Adapté de Ansys, 2010)

Meshing Control	Physics Preference						
	Mechanical		Electro-magnetic	CFD			Explicit
	<i>Mechanical APDL Solver</i>	<i>Body Dynamics Solver</i>		<i>CFX Solver</i>	<i>Fluent Solver</i>	<i>Poly-Flow Solver</i>	
Relevance Center	Coarse	Coarse	Medium	Coarse	Coarse	Coarse	Medium
Element Size	Default	Default	Default	Default	Default	Default	Default
Initial Size Seed	Active Assembly	Active Assembly	Active Assembly	Active Assembly	Active Assembly	Active Assembly	Active Assembly
Smoothing	Medium	Medium	Medium	Medium	Medium	Medium	High
Transition	Fast	Fast	Fast	Slow	Slow	Slow	Slow
Span Angle Center	Coarse	Coarse	Coarse	Fine	Fine	Fine	Coarse
Use Advanced Size Function	On: Curvature For shell models; otherwise Off	On: Curvature For shell models; otherwise Off	Off	On: Curvature	On: Curvature	On: Curvature	On: Curvature For shell models; otherwise Off
Transition Ratio	0.272	0.272	0.272	0.77	0.272	0.272	0.272
Inflation Algorithm	Pre	Pre	Pre	Pre	Pre	Pre	Pre
Collision Avoidance	Stair Steping	Stair Steping	Stair Steping	Stair Steping	Layer Compression	Stair Steping	Stair Steping
Shape Checking	Standard Mechanical	Standard Mechanical	Electro-magnetics	CFD	CFD	CFD	Explicit
Element Midside Nodes	Program Controlled	Dropped (read-only)	Kept	Dropped	Dropped	Dropped	Dropped
Straight Sides Elements	No	N/A	Yes	N/A	N/A	N/A	N/A
Number of Retries	4	4	4	0	0	0	4
Rigid Body Behavior	Dimensio-nally Reduces	Dimensio-nally Reduces	Dimensionally Reduces	Dimensio-nally Reduces	Dimensio-nally Reduces	Dimensio-nally Reduces	Full Mesh

Vu la puissance et la mémoire de l'ordinateur de calcul utilisé, il n'était pas nécessaire d'épurer le maillage pour épargner l'effort de calcul. L'efficacité n'était donc pas un souci d'importance. À noter que le calcul demeurerait long pour ce qui est du suivi des particules de différentes tailles, ce qui sera présenté subséquentment. Par contre, la qualité était essentielle. Dans les endroits où la géométrie est complexe, par exemple, les cônes de sédimentation, les éléments du maillage ont

tendance à se distordre, ce qui engendre des résultats de mauvaise qualité, voire pas de résultats. Différentes méthodes permettent de vérifier la qualité des cellules du maillage. Dans cette étude, ce travail a été effectué via les facteurs présentés au Tableau 3.2. Les valeurs présentées sont celles obtenues pour le concept à trois cônes comportant un déflecteur de 0,3 m (voir Tableau 4.5). Des facteurs de même ordre de grandeur avaient été obtenus pour le concept simulé du bassin Gilbert de première génération, vu une complexité similaire des géométries des différents concepts. Ces valeurs ne sont pas présentées afin d'alléger le document.

Tableau 3.2: Contrôle du maillage via le groupe statistique

Facteur	Description	Intervalle de satisfaction	Statistiques du modèle	
Qualité d'élément ("Element Quality")	Mesure le ratio entre le volume et la longueur de l'arrête pour un élément donné	De 0 à 1 1: Cube parfait 0: l'élément à un volume nul ou négatif	Min	3,0146e-02
			Max	0,9999
			Moyenne	0,8312
			Écart type	0,1012
Rapport d'aspect ("Aspect ratio")	Mesure le ratio entre le côté le plus long et le plus court du triangle	De 1 à - Meilleur rapport d'aspect: 1 (triangle équilatéral) Grand rapport d'aspect: Triangle très allongé	Min	1,1591
			Max	41,881
			Moyenne	1,8929
			Écart type	0,9224
Facteur d'asymétrie ("Skewness")	Mesure la distorsion relative d'un élément en comparaison avec sa forme idéale (tétraèdre)	De 0 à 1 0-0,25: Excellent 0,35-0,50: Très bien 0,50-0,80: Bien 0,80-0,95: Acceptable 0,95-0,98: Mauvais 0,98-1: Inacceptable	Min	6,4414e-06
			Max	0,9742
			Moyenne	0,2347
			Écart type	0,1244

Les moyennes des facteurs présentés dans le Tableau 3.2 montrent que le maillage est de bonne qualité. En effet, le facteur d'asymétrie est excellent, bien que le maximum soit mauvais. Toutefois, puisque l'écart type est plutôt faible, il n'y a pas beaucoup des 2 226 886 cellules qui présentent un facteur d'asymétrie aussi élevé. Le rapport d'aspect est assez bon aussi. Encore une

fois, la valeur maximale de 41,881 semble isolée. Pour ce qui est de la qualité d'élément, elle est très satisfaisante également.

Des étiquettes sont attribuées aux différentes zones du modèle, soit la zone de continuum fluide associée au corps et la zone de limites associées aux faces. Parmi les différentes limites, on compte les murs, les entrées d'eau et les sorties d'eau. Différents types peuvent être définis, notamment, pour une entrée, on peut assigner une entrée de masse, une entrée de vitesse, une entrée de pression, etc. Ces étiquettes suivent dans *Fluent* et permettent de définir convenablement les conditions aux frontières. La figure 3-3 montre un agrandissement du maillage des cônes de sédimentation. On y voit la forme triangulaire des faces des éléments tétraédriques de même que la densification du maillage dans les zones d'intérêt. En effet, on voit bien qu'il y a plus de cellules au niveau des sorties (tuyaux de recirculation et bases des cônes de sédimentation).

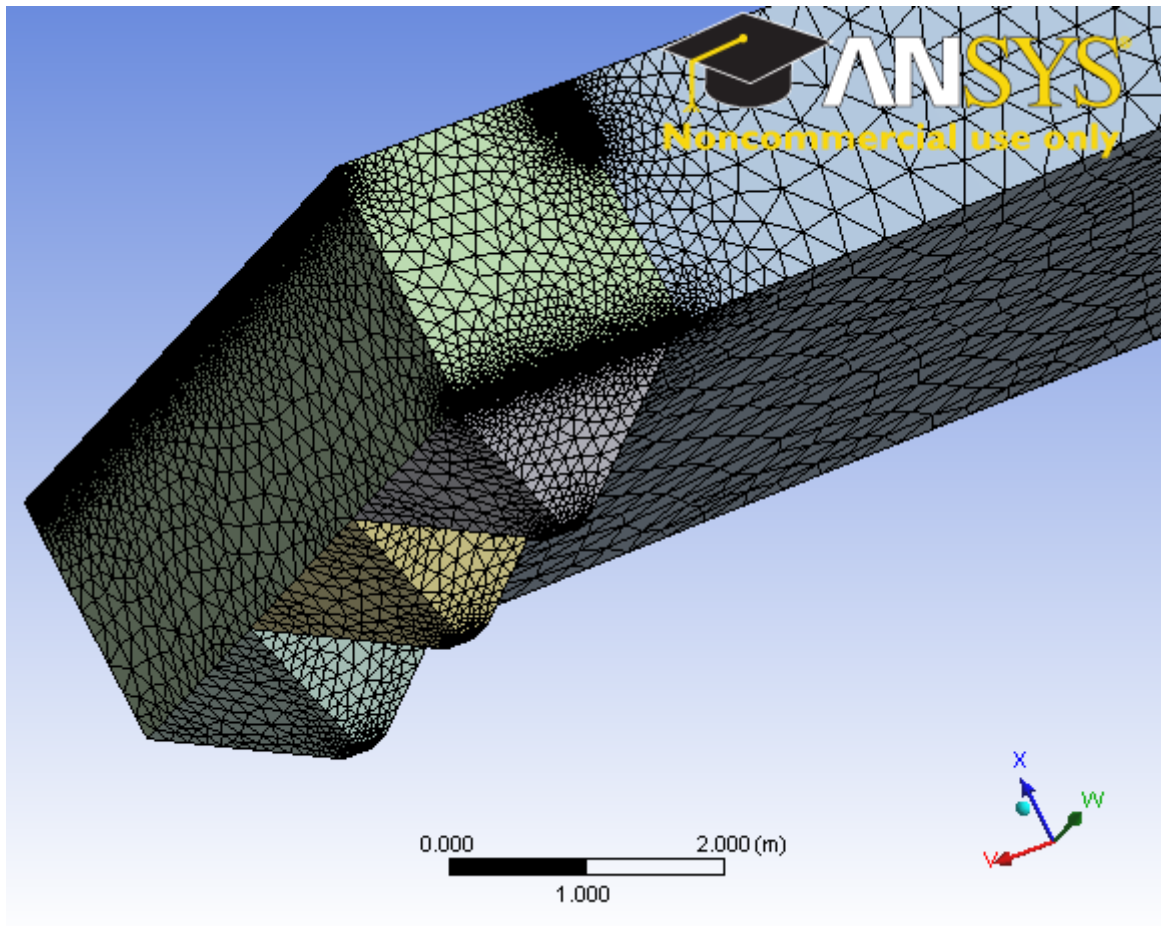


Figure 3-3: Maillage du concept à 3 cônes; Agrandissement des cônes de sédimentation; les parties très ombragées correspondent aux sorties (outflow) et à ces endroits, le maillage est très densifié

3.6.2 Modélisation de la phase liquide

Puisque les poissons perturbent l'écoulement, celui-ci est turbulent et donc caractérisé par des champs de vitesses fluctuants. Plutôt que de simuler ces fluctuations, ce qui serait coûteux, les équations de Navier-Stokes qui gouvernent l'écoulement, sont moyennées dans le temps, en utilisant la description de Reynolds pour les vitesses instantanées de même que la pression instantanée, telles que définies par les équations (3.1) à (3.4). Les trois premières équations donnent les vitesses instantanées en coordonnées cartésiennes, soit la somme de la vitesse moyennée dans le temps et de la vitesse de fluctuation.

$$u = \bar{U} + u' \quad (3.1)$$

$$v = \bar{V} + v' \quad (3.2)$$

$$w = \bar{W} + w' \quad (3.3)$$

$$p = \bar{P} + p' \quad (3.4)$$

En substituant ces expressions dans les équations instantanées de continuité et de la quantité de mouvement et faisant une moyenne temporelle, les équations (3.5) à (3.8), soient les équations de Navier Stokes moyennées de Reynolds, sont obtenues.

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \text{div}(\rho \vec{U}) = 0 \quad (3.5)$$

$$\frac{\partial(\rho U)}{\partial t} + \text{div}(\rho U \vec{U}) = -\frac{\partial P}{\partial x} + \text{div}[\mu \text{grad}(U)] + \left[-\frac{\partial(\rho \overline{u'u'})}{\partial x} - \frac{\partial(\rho \overline{u'v'})}{\partial y} - \frac{\partial(\rho \overline{u'w'})}{\partial z} \right] - \rho g_x \quad (3.6)$$

$$\frac{\partial(\rho V)}{\partial t} + \text{div}(\rho V \vec{V}) = -\frac{\partial P}{\partial y} + \text{div}[\mu \text{grad}(U)] + \left[-\frac{\partial(\rho \overline{v'u'})}{\partial x} - \frac{\partial(\rho \overline{v'v'})}{\partial y} - \frac{\partial(\rho \overline{v'w'})}{\partial z} \right] - \rho g_y \quad (3.7)$$

$$\frac{\partial(\rho W)}{\partial t} + \text{div}(\rho W \vec{W}) = -\frac{\partial P}{\partial z} + \text{div}[\mu \text{grad}(W)] + \left[-\frac{\partial(\rho \overline{u'w'})}{\partial x} - \frac{\partial(\rho \overline{v'w'})}{\partial y} - \frac{\partial(\rho \overline{w'w'})}{\partial z} \right] - \rho g_z \quad (3.8)$$

À noter que ρ est la densité de l'eau, μ la viscosité dynamique de l'eau et g , l'accélération gravitationnelle. Les termes de la forme $-\rho \overline{u'u'}$ correspondent aux contraintes de Reynolds et représentent les effets de turbulence. Puisque ces six termes sont inconnus, ils doivent être modélisés afin de résoudre le système d'équations (Ansys, 2009; Dufresne, 2009). Pour ce faire, un modèle de turbulence utilisant l'hypothèse de Boussinesq, selon laquelle les contraintes de Reynolds sont proportionnelles aux taux de déformation moyens, est employé. Cette hypothèse s'écrit telle qu'à l'équation (3.9) et est utilisée dans plusieurs modèles de turbulence, dont les modèles de Spalart-Allmaras, k - ε et k - ω .

$$\tau_{ij} = 2\mu_t S_{ij} - \frac{2}{3}\rho k \delta_{ij} \quad (3.9)$$

où les taux de déformation S_{ij} sont définis par:

$$S_{ij} = 0,5 \left(\frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \right) \quad (3.10)$$

Seule μ_t , la viscosité turbulente doit être connue afin de fermer le système. Dans l'hypothèse de Boussinesq, on assume que cette viscosité est une quantité scalaire isentropique, ce qui n'est tout à fait vrai. Afin d'éviter ce désavantage, le modèle de contrainte de Reynolds pourrait être utilisé.

Or, puisque l'anisotropie de la turbulence n'affecte pas significativement l'écoulement moyen, un modèle basé sur l'hypothèse de Boussinesq est performant. Le modèle k - ε standard, qui correspond au modèle complet de turbulence le plus simple, est utilisé. Ce dernier implique la résolution de deux équations de transport séparées et permet de déterminer la vitesse turbulente et l'échelle de longueur de manière indépendante (Ansys, 2009). Il s'agit du modèle de turbulence le plus employé en raison de sa robustesse, de son faible coût et de sa précision jugée satisfaisante depuis qu'il a été proposé par Launder and Spalding (1972). Le modèle k - ε découle de considérations phénoménologiques et empiriques, ce qui en fait un modèle semi-empirique. Afin d'appliquer le modèle, deux nouvelles quantités doivent être définies, soient l'énergie cinétique de turbulence k et son taux de dissipation par unité de masse ε . Ces deux quantités permettent de déterminer la viscosité turbulente. L'équation de transport de l'énergie cinétique de turbulence est dérivée d'une équation exacte (3.11), tandis que le taux de dissipation a été obtenu via un raisonnement physique (3.12).

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho k) + \frac{\partial}{\partial x_i}(\rho k u_i) = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_k} \right) \frac{\partial k}{\partial x_i} \right] + G_k + G_b - \rho \varepsilon - Y_M + S_k \quad (3.11)$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho \varepsilon) + \frac{\partial}{\partial x_i}(\rho \varepsilon u_i) = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_\varepsilon} \right) \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_i} \right] + C_{1\varepsilon} \frac{\varepsilon}{k} (G_k + C_{3\varepsilon} G_b) - C_{2\varepsilon} \frac{\varepsilon^2}{k} + S_\varepsilon \quad (3.12)$$

Les termes G_k et G_b correspondent à la génération d'énergie cinétique de turbulence associée aux gradients de vitesse moyenne et à la poussée d'Archimède, respectivement. Le terme Y_M est attribuable à la dilatation variable de la turbulence compressible. $C_{1\varepsilon}$, $C_{2\varepsilon}$ et $C_{3\varepsilon}$ sont des constantes dont les valeurs sont connues, alors que σ_k et σ_ε sont les nombres turbulents de Prandtl associés à k et ε . Quant à S_k et S_ε , ce sont des termes sources à définir par l'utilisateur.

En combinant l'énergie cinétique de turbulence k et son taux de dissipation par unité de masse ε , la viscosité turbulente, μ_t , peut être calculée, via la formule suivante.

$$\mu_t = \rho C_\mu \frac{k^2}{\varepsilon} \quad (3.13)$$

Les valeurs par défaut des constantes du modèle, qui ont été déterminées à travers des expériences avec de l'air et de l'eau pour des écoulements turbulents fondamentaux, sont les suivantes (Ansys, 2009) :

$$C_{1\varepsilon} = 1.44, \quad C_{2\varepsilon} = 1.92, \quad C_\mu = 0.09, \quad \sigma_k = 1.0, \quad \sigma_\varepsilon = 1.3 \quad (3.14)$$

Dans les équations (3.11) et (3.12), le terme G_k représentant la génération d'énergie cinétique turbulente et est dérivé de l'équation de transport de k exacte par :

$$G_k = -\rho \overline{u'_i u'_j} \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \quad (3.15)$$

En accord avec l'hypothèse de Boussinesq, ce terme peut être évalué comme suit.

$$G_k = \mu_t S^2 \quad (3.16)$$

Le terme S correspond le module du tenseur moyen du taux de contrainte et est défini :

$$S \equiv \sqrt{2S_{ij}S_{ij}} \quad (3.17)$$

Quant à la génération de turbulence due à la poussée d'Archimède, elle s'écrit :

$$G_b = -\beta g_i \frac{\mu_t}{Pr_t} \frac{\partial T}{\partial x_i} \quad (3.18)$$

Où Pr_t est le nombre de Prandtl et g_i est de -9,81 m/s² dans la direction z et nulle dans les autres directions. Le coefficient d'expansion thermique β est donné par :

$$\beta = -\frac{1}{\rho} \left(\frac{\partial \rho}{\partial T} \right)_p \quad (3.19)$$

Les effets de la poussée d'Archimède sur ε étant méconnus, ils sont négligés par défaut (*Ansys*, 2009)., ce qui implique que G_b est égal à zéro dans l'équation (3.12).

Puisque les effets de compressibilité dans l'eau sont peu importants, le terme Y_M , qui dépend du nombre de Mach peut être égalé à zéro dans l'équation (3.11). Il en va de même pour les termes S_k et S_ε , ce qui réduit les équations de transport à :

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho k) + \frac{\partial}{\partial x_i}(\rho k u_i) = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_k} \right) \frac{\partial k}{\partial x_i} \right] + G_k + G_b - \rho \varepsilon \quad (3.20)$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho \varepsilon) + \frac{\partial}{\partial x_i}(\rho \varepsilon u_i) = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_\varepsilon} \right) \frac{\partial \varepsilon}{\partial x_i} \right] + C_{1\varepsilon} \frac{\varepsilon}{k} G_k - C_{2\varepsilon} \frac{\varepsilon^2}{k} \quad (3.21)$$

Différentes méthodes permettent de modéliser la surface libre. Dans cette étude, la profondeur d'eau étant constante, une condition frontière de symétrie a été utilisée. Cette condition implique une vitesse normale nulle de même qu'un gradient normal de toutes les variables nul (*Dufresne*, 2009).

3.6.3 Modèle de la phase solide : Suivi des particules

En plus de résoudre les équations de transports (équations (3.20) et (3.21)) pour la phase continue, soit l'eau dans le bassin, le logiciel *Fluent* permet de simuler une seconde phase discrète dans un référentiel lagrangien. Cette seconde phase, représentant ici les fèces, est constituée de particules sphériques dispersées à travers la phase continue. *Fluent* calcule les trajectoires des fèces, ainsi que le transfert de chaleur et de masse entre les particules et le fluide. La trajectoire des fèces est calculée via une formulation lagrangienne qui inclue l'inertie, la traînée hydrodynamique et la force de gravité pour l'écoulement stationnaire dans le bassin. Les effets de turbulence sur les fèces associés à la turbulence dans l'écoulement peuvent être prédits. La phase discrète peut entrer en interaction avec la phase continue, puisque *Fluent* permet de coupler les deux phases. Cependant, la fraction volumique de particules étant petite, une approche découplée a été priorisée.

Le modèle lagrangien à phase discrète suit l'approche Euler-Lagrange. En effet, les équations de Navier-Stokes sont résolues pour la phase fluide traitée comme un continuum, tandis que pour la phase discrète, des trajectoires sont calculées en suivant une grande quantité de particules à travers le champ d'écoulement. Pour appliquer cette approche, la seconde phase doit occuper une faible fraction de volume ($\dot{m}_{particules} < \dot{m}_{fluide}$), soit moins de 10-12%. Cela signifie qu'il n'y a pas d'interactions entre les fèces, la seconde phase étant suffisamment diluée.

Le modèle stationnaire s'applique au courants de particules injectées dans un écoulement continu, dont les entrées et sorties sont bien définies, mais ne correspond pas aux particules qui sont suspendues indéfiniment. Puisque le projet actuel vise à déterminer le nombre de particules qui se rendent aux cônes de sédimentation, il n'est pas nécessaire de s'intéresser aux particules qui demeurent en suspension, puisque celle-ci sont jugées perdues.

L'intégration de l'équation d'équilibre de force, écrite sous forme lagrangienne, permet à *Fluent* de prédire les trajectoires des fèces. En coordonnées cartésiennes (en direction x), l'équilibre de force égale l'inertie de la particule et les forces qui agissent sur celle-ci, soit:

$$\frac{du_p}{dt} = F_D(u - u_p) + \frac{g_x(\rho_p - \rho)}{\rho_p} + F_x \quad (3.22)$$

où F_x est un terme de force additionnel d'accélération (force/unité de masse de particule), $F_D(u - u_p)$ est la force de traînée par unité de masse de particules et est définie par:

$$F_D = \frac{18\mu}{\rho_p d_p^2} \frac{C_D Re}{24} \quad (3.23)$$

où u est la vitesse de l'eau, u_p est la vitesse de la particule, μ est la viscosité moléculaire de l'eau, ρ est la densité de l'eau, ρ_p est la densité des fèces et d_p le diamètre de celles-ci. Re correspond au nombre de Reynolds relatif et est défini comme:

$$Re \equiv \frac{\rho d_p |u_p - u|}{\mu} \quad (3.24)$$

Parmi les forces additionnelles qui peuvent être incluses dans l'équation (3.22) par le terme F_x , l'une résulte du gradient de pression dans le fluide:

$$F_x = \left(\frac{\rho}{\rho_p} \right) u_{p_i} \frac{\partial u}{\partial x_i} \quad (3.25)$$

En tenant compte de la loi de traînée sphérique, le coefficient de traînée pour des particules lisses est défini par:

$$C_D = a_1 + \frac{a_2}{Re} + \frac{a_3}{Re^2} \quad (3.26)$$

Dans l'équation (3.22), la vitesse u est inconnue puisqu'elle correspond à la vitesse instantanée. Seule la vitesse moyenne a été calculée lors de la résolution du modèle de la phase liquide. Afin de déterminer cette vitesse, *Fluent* (Ansys, 2009) utilise une méthode stochastique « Discrete random walk model ». Dans ce modèle, l'interaction d'une particule avec une succession de vortex est simulée, afin de modéliser la turbulence de l'écoulement. Chacun des vortex est caractérisé par des vitesses de fluctuations aléatoires, qui obéissent à une gaussienne (équation (3.27)) et une durée de vie turbulente τ_e (équation (3.28)).

$$u' = v' = w' = \zeta \sqrt{\frac{2k}{3}} \quad (3.27)$$

$$\tau_e = 2C_L \frac{k}{\epsilon} \quad (3.28)$$

En assumant des conditions de turbulence isotropes, ζ est un nombre aléatoire normalement distribué valable dans les trois directions. Quant à C_L , il s'agit d'une constante d'échelle de temps.

Afin de prédire la dispersion des particules, le concept d'intégrale d'échelle de temps, T , est employé, décrivant le temps nécessaire au mouvement turbulent le long d'une ligne de courant, ds .

$$T = \int_0^\infty \frac{\overline{u_p'(t)u_p'(t+s)}}{u_p'^2} ds \quad (3.29)$$

Le temps d'intégration est proportionnel au taux de dispersion des particules, ce qui implique qu'un temps plus grand indique une plus grande turbulence dans l'écoulement (*Ansys*, 2009). Il est démontré que la diffusivité des particules est donnée par $\overline{u_i' u_j'} T$. Le temps d'intégration caractérise le temps nécessaire afin que la vitesse instantanée soit décorrélée (*Dufresne*, 2009). Ce temps est lié à la visibilité locale des structures turbulentes en tout point de l'espace, tandis que la durée de vie turbulente correspond à un cycle de vie complet des structures turbulentes, puisqu'elle quantifie le temps pris par le signal à décorréler lors d'un suivi de son mouvement (*Quadrio et Luchini*, 2003).

Quant au temps turbulent de traversée "eddy crossing time", il est défini par:

$$t_{traversée} = -\tau \left[1 - \left(\frac{L_e}{\tau |u - u_p|} \right) \right] \quad (3.30)$$

Le terme τ correspond au temps de relaxation de la particule, L_e est l'échelle de longueur turbulente et $|u - u_p|$ correspond à la norme de la vitesse relative.

On assume une interaction entre les particules et la phase fluide turbulente pour une durée correspond à la plus petite durée entre la durée de vie turbulente, τ_e et le temps de traversée, $t_{traversée}$. Lorsque ce temps est atteint, l'assignation d'une nouvelle valeur de ζ permet de calculer une nouvelle vitesse instantanée à l'aide de l'équation (3.27).

Afin de faire tourner le modèle stochastique discret, seule la constante d'échelle de temps, C_L , doit être définie. Pour le modèle de turbulence k- ϵ , *Ansys* (2009) recommande de fixer sa valeur à 0,15 en faisant un lien entre τ_e et T calculés par les équations (3.28) et (3.29) respectivement.

Un bilan de masse permet de déterminer l'efficacité de récupération du phosphore. En effet, en regard des différentes conditions frontières et des paramètres définissant l'injection des particules, il est possible de connaître la fraction de particules ayant atteint les cônes de sédimentation. L'injection des particules est uniformément distribuée à la surface du bassin, ce qui implique le

trajet le plus long par rapport aux cônes. 1000 particules de chaque taille sont injectées et un bilan est effectué sur ces particules. Ce bilan sera présenté subséquemment, à la section 4.1. Les particules sont sphériques et ont une densité fixée à 1070 kg/m^3 , suite aux essais effectués sur des fèces de truite arc-en-ciel prélevées au LARSA (Annexe 2).

Les conditions frontières définissent ce qu'il advient d'une particule lorsqu'elle atteint une frontière du domaine. La particule peut être réfléchie de manière élastique ou inélastique, elle peut s'échapper via cette frontière (elle est alors éliminée du calcul), elle peut être attrapée (la trajectoire de la particule est terminée et elle est alors retirée du calcul), elle peut glisser le long du mur dépendant de l'angle d'impact et des propriétés des particules. Une attention particulière doit être portée au fond du bassin, les conditions par défaut, de réflexion ou d'attrapage ne reproduisant pas la remise en suspension des particules. L'attribution de la condition frontière "attrapée" au fond du bassin donne lieu à une surestimation de la déposition des particules, les particules ayant tendance à se déplacer par saltation, à rouler ou même être remise en suspension après un premier contact avec la frontière (Adamsson et al., 2003). La condition de réflexion semble plus appropriée afin de reproduire le comportement des particules, qui sont alors réfléchies dans l'écoulement. *Fluent* (Ansys, 2009) permet à l'utilisateur de déterminer le nombre de fois qu'une particule peut être réfléchie depuis une cellule appartenant à une surface de frontière. La condition de saltation implique le déplacement d'une particule par bonds successifs. La distance séparant la particule de la frontière est alors plus petite que si elle est réfléchie. Or, la limitation du nombre de réflexions possibles pour une cellule ne fait pas beaucoup de sens physiquement (Stovin et Saul, 1998). Stovin et Saul (2000) ont développé une condition frontière permettant de mieux reproduire le comportement des particules lorsqu'elles touchent le fond. Cette nouvelle condition combine les conditions de réflexion et d'attrapage. Or, vu la taille du bassin d'élevage et la considération que la sédimentation se fait dans des cônes situés à l'aval de la zone d'élevage, la condition de réflexion est attribuée au fond aux parois du bassin, tandis que la condition d'attrapage s'applique aux cônes de sédimentation. Vu la géométrie de ceux-ci, et l'absence de poisson dans cette zone, la remise en suspension est moins probable si un enlèvement rapide est effectué. La condition d'échappée est apposée aux tuyaux de recirculation, considérant qu'une particule entrant dans les tuyaux et passant par les "fresh-flows" est fractionnée et conséquemment, difficile à récupérer.

Ces conditions frontières permettent d'ailleurs de calculer l'efficacité de récupération du phosphore. En effet, le rapport entre la quantité de particules attrapées (c'est-à-dire, touchant aux cônes de sédimentation) sur la quantité de particules injectées, donne directement l'efficacité de récupération.

CHAPITRE 4 RÉSULTATS

4.1 Résultats des campagnes terrain

4.1.1 Mesures de qualité de l'eau

Les modifications effectuées par Mr Gilbert ont permis d'améliorer l'efficacité du bassin, par rapport à l'efficacité mesurée sur la première génération d'étang Gilbert de 30% (Marcotte, 2010) qui selon les dernières mesures de qualité, s'élève en moyenne à 46%, tel qu'en témoignent les données dans le Tableau 4.1. Ce résultat montre que la modification de certains paramètres permet de modifier l'efficacité du bassin de manière significative.

Tableau 4.1: Résultats des purges pour 7 jours consécutifs

# échantillon	P _{tot}	Efficacité de récupération du P
	mg P/L	%
Boue #1	83,1	39,6
Boue #2	72,0	34,4
Boue #3	124	59,
Boue #4	112	53,3
Boue #5	95,1	45,3
Boue #6	82,0	39,0
Boue #7	107	50,9

La concentration moyenne de phosphore total est donc de 96,5 mgP/L. Pour déterminer l'efficacité de récupération du phosphore, on fait un bilan de masse (voir section 2.4). On sait que 30 kg de moulée, avec une teneur de 1,05% de phosphore, entre dans le bassin chaque jour. Du

phosphore entrant, 40% est assimilé par les poissons. Lorsqu'une purge est effectuée, 900 litres d'eau sont sortis du bassin, donc si l'on fait un rapport du phosphore total récupéré moyen sur le phosphore rejeté, on obtient une efficacité de 45,6% . Il s'agit là de bon exemple de l'effet de la modification d'un paramètre sur l'efficacité de récupération de l'étang. Par contre, il faut noter que les analyses des deux campagnes de mesure n'ont pas été effectuées dans le même laboratoire.

Pour ce qui est des matières en suspension, elles sont en concentration trace. En effet, les tests en laboratoire ont donné une concentration de 0,0046 mg/L de matières en suspension, ce qui est négligeable. Un résultat semblable était attendu, puisque l'eau du bassin est relativement claire.

Tableau 4.2: Campagnes de mesures sur le bassin Gilbert de première génération

Campagne de mesure	Efficacité de récupération du P
	%
Printemps 2010	30
Automne 2010	46 ± 9

La différence d'efficacité de récupération du phosphore total largué par les poissons entre les deux campagnes de mesures (Tableau 4.2 et lignes 0 et 00 de l'Annexe 3) est associée à la modification de la zone d'entrée (ajout d'un déversoir uniforme) et à l'augmentation de la vitesse d'entrée par l'ajout de "fresh-flows". Également, les analyses des campagnes de mesures n'ont pas été réalisées par le même laboratoire. Le 46% de moyenne a été obtenu à l'École Polytechnique suite à la procédure présentée à l'Annexe 6. La procédure suivie au printemps 2010 est toutefois inconnue.

4.1.2 Mesures hydrauliques

Les campagnes de mesures hydrauliques menées sur le terrain de la pisciculture *Gilbert inc.* n'ont pas été très concluantes et ont, par conséquent, été écartées. Cela est attribuable à la présence de

poissons dans le bassin, qui venaient se heurter à la sonde utilisée afin de mesurer les vitesses instantanées dans la zone d'élevage. Ces données n'étant pas utilisables, ce sont plutôt les mesures de débits d'entrée et de débits de recirculation, de même que des vitesses au-dessus des cônes qui ont permis de calibrer le modèle et de définir les conditions frontières, soit la vitesse d'entrée et la répartition des débits sortants. Le débit total dans la zone d'élevage, attribuable au débit d'eau neuve de 7,2 m³/h et au débit de recirculation via les 2 "fresh-flows" de 180 m³/h, est de 187,2 m³/h.

4.2 Résultats des essais de sédimentation

Les essais préliminaires de sédimentation réalisés au LARSA sur les fèces de la moulée *Corey Optimum*, qui est utilisée à la pisciculture *Gilbert inc.*, ont montré une bonne cohésion des particules et des vitesses de chute considérables dans une colonne, soit environ 1 cm/s. Les plus grosses particules atteignaient des vitesses de 10 cm/s. On estime qu'après 100 secondes, 80% des particules avaient atteint le fond de la colonne de 1 m de profondeur. L'autre moulée testée, beaucoup moins cohésive, a donné une vitesse maximale de 3 cm/s et les plus petites particules ont donné lieu à une eau trouble. Évidemment, ces essais n'étaient pas contrôlés. De plus, il faut tenir compte que dans le bassin, il y a un écoulement horizontal, de même que des poissons qui peuvent remettre les particules en suspension. Toutefois, ces essais ont permis de fixer la vitesse de sédimentation à 1 cm/s en tant que paramètre du modèle.

4.3 Résultats des simulations via *Fluent*

4.3.1 Écoulement

L'écoulement dans la zone d'élevage correspond bien à l'écoulement observé sur le terrain. En effet, il est caractérisé par une vitesse d'écoulement dont la composante horizontale, depuis le déversoir vers la zone de sédimentation, est relativement élevée par rapport à la composante verticale vers le bas. Une composante de vitesse transversale entre en jeu à l'approche de la zone de sédimentation dans le cas du concept Gilbert de première génération, en raison de la contraction au niveau de la zone de sédimentation. L'Annexe 1 présente des photos de même que

les plans de conception de ce bassin d'élevage. La Figure 4-1 montre les lignes de courant de l'écoulement simulées dans le logiciel *Fluent*. À noter que les simulations d'écoulement sont réalisées en négligeant l'effet des poissons, celui-ci étant aléatoire et de ce fait, imprédictible. Pour simuler le concept Gilbert de première génération, une vitesse d'entrée, c'est-à-dire au-dessus du déversoir, de 0,2 m/s, soit 0,14 m/s dans la direction x et -0,06 m/s dans la direction z, a été entrée dans le modèle. Cette vitesse a été déterminée en fonction des mesures de vitesses et de débits prises sur le terrain (voir section 4.1.2).

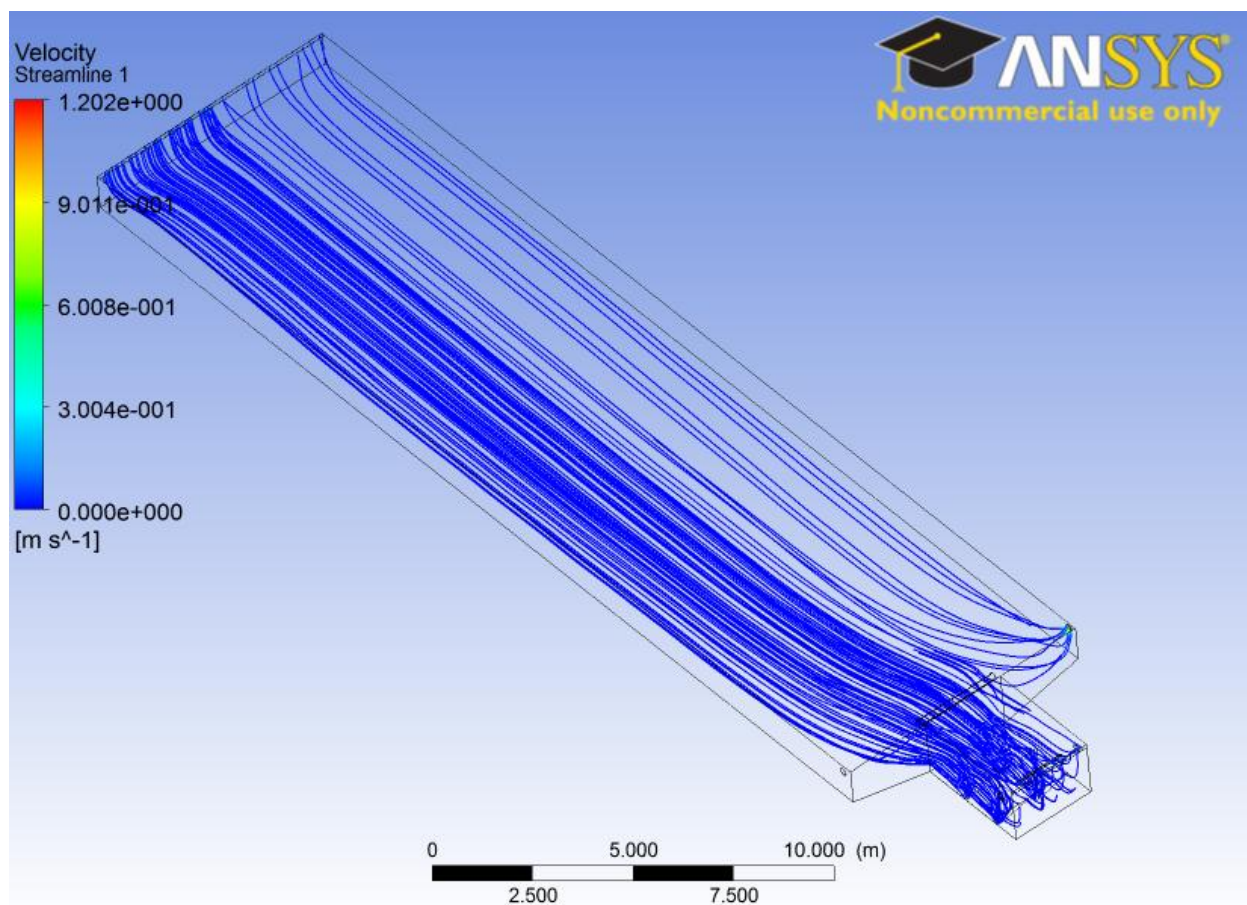


Figure 4-1: Champ d'écoulement simulé du concept Gilbert de première génération (lignes de courant)

La Figure 4-2 représente à nouveau l'écoulement dans le bassin Gilbert de première génération, mais cette fois-ci, sous forme vectorielle. La vitesse d'écoulement dans la zone d'élevage est très faible, ce qui est effectivement le cas sur le terrain.

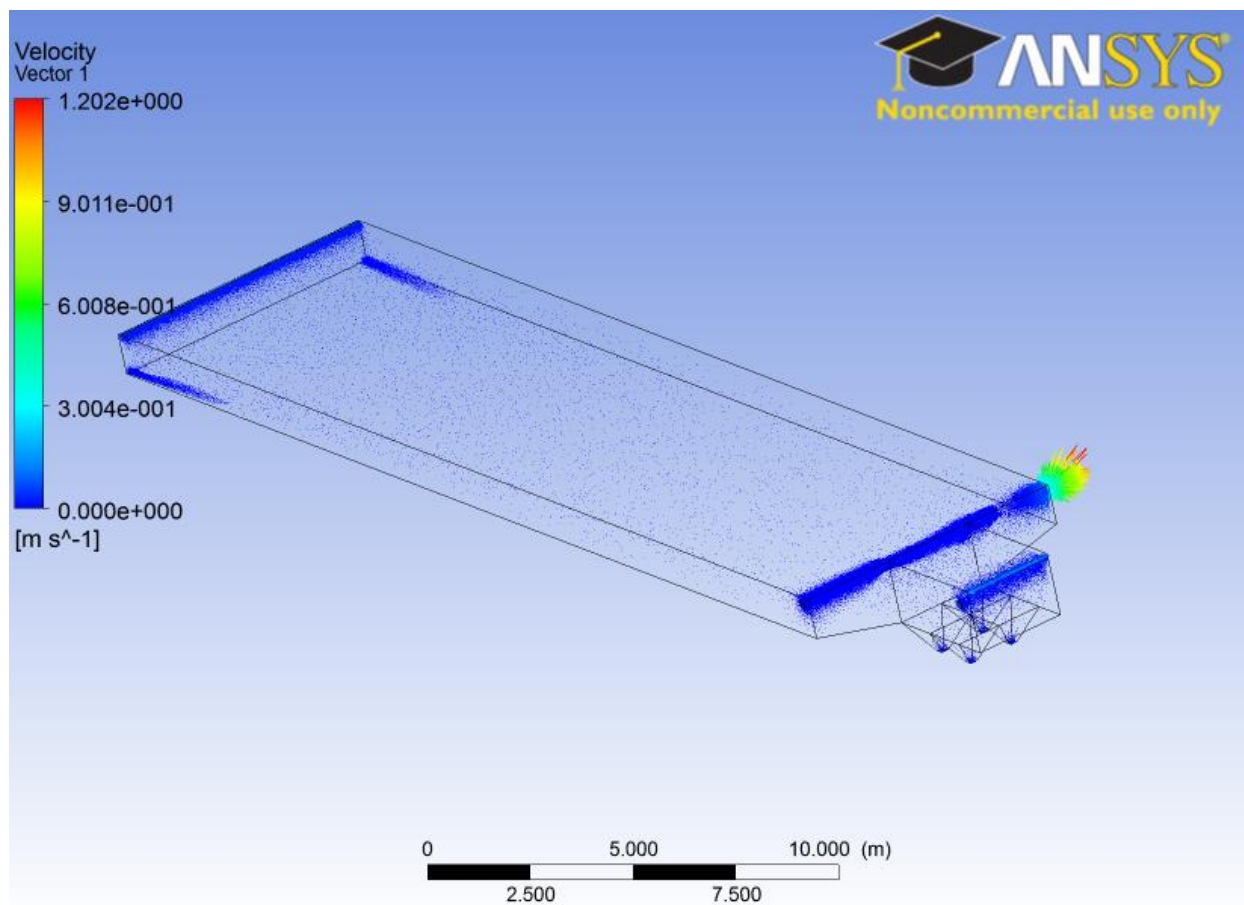


Figure 4-2: Champ d'écoulement simulé du concept Gilbert de première génération (vecteurs)

Pour ce qui est de l'écoulement des autres concepts simulés, ils sont assez similaires, tous caractérisés par une vitesse très faible dans la zone d'élevage. Les Figures 4-3 et 4-4 présentent respectivement l'écoulement représenté sous forme de lignes de courants et sous forme vectorielle pour le concept à trois cônes latéraux dans la configuration avec pente de 2,5%, pour une vitesse d'entrée de 0,3 m/s, soit 0,21 m/s horizontalement et -0,09 m/s verticalement. Les composantes de la vitesse d'entrée ont été établies en considérant que 70% de la vitesse est horizontale et 30% est verticale. Les différents concepts simulés seront explicités subséquemment, soit à la section 4.3.3. Seul un concept est représenté ici, en raison de la similitude des écoulements. En effet, les écoulements sont tous caractérisés par une vitesse faible dans la zone d'élevage et des lignes de courant partant de la zone d'entrée (au-dessus) du déversoir, se dirigeant soit vers le tuyau de

recirculation en amont de la zone d'élevage, soit vers les cônes de sédimentation, soit vers le trop-plein (les lignes qui remontent vers la fin).

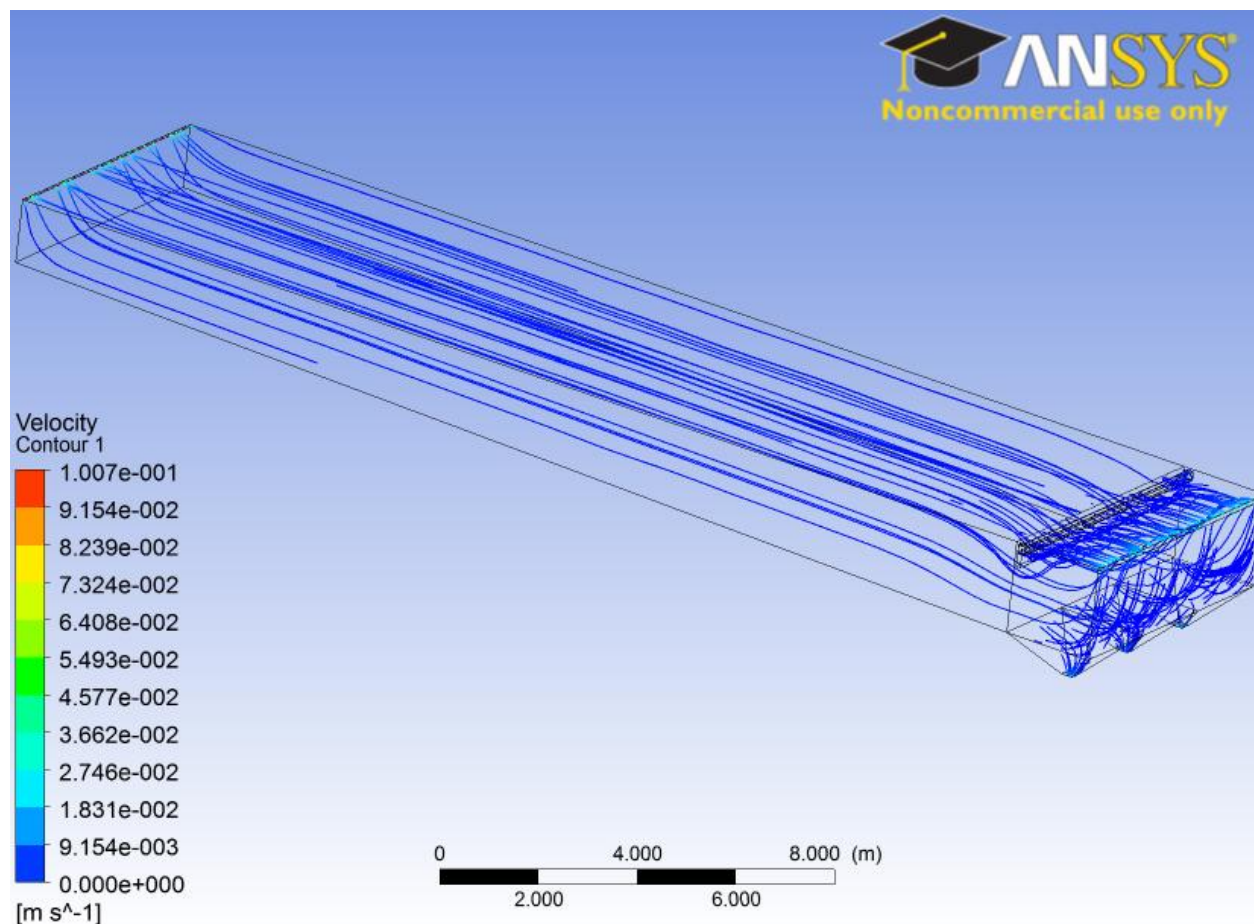
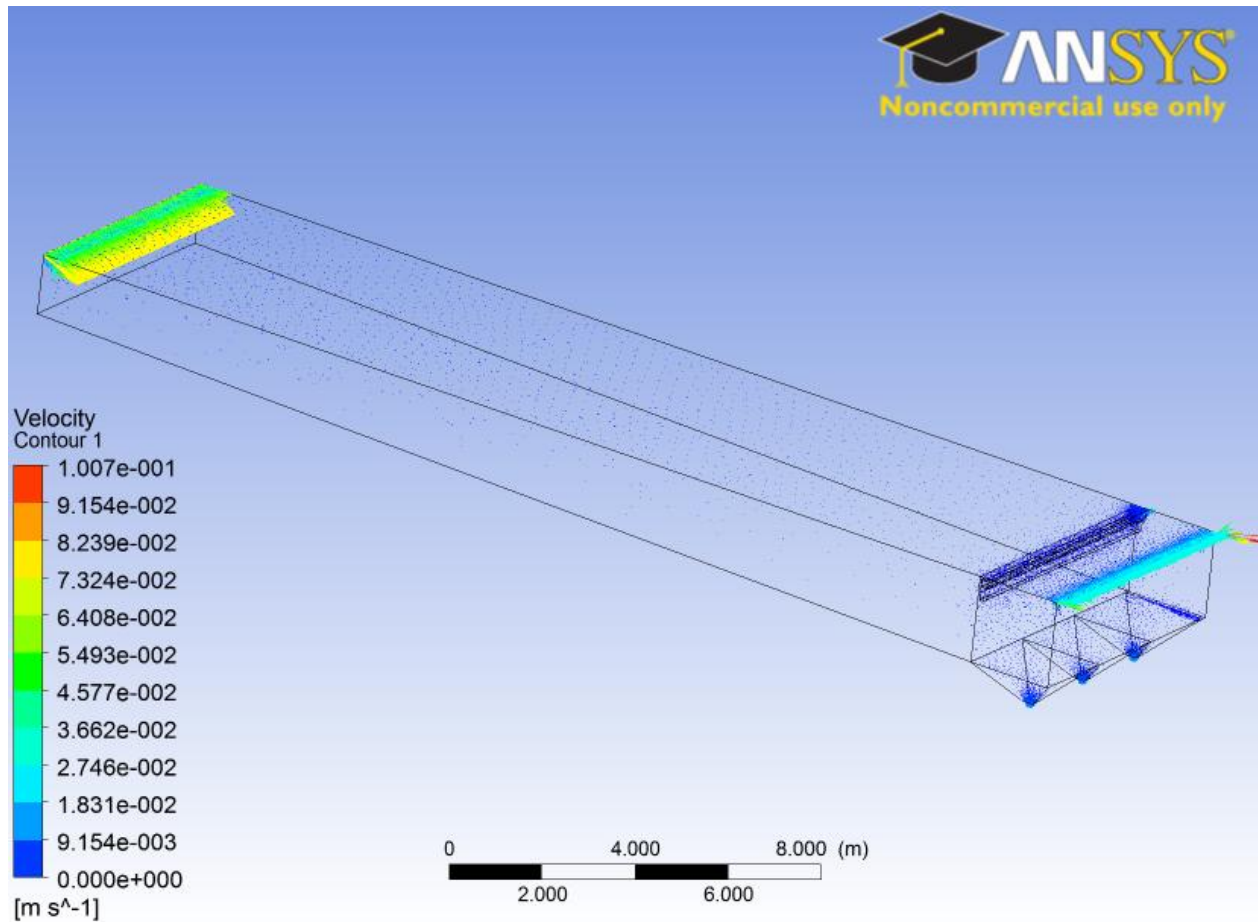
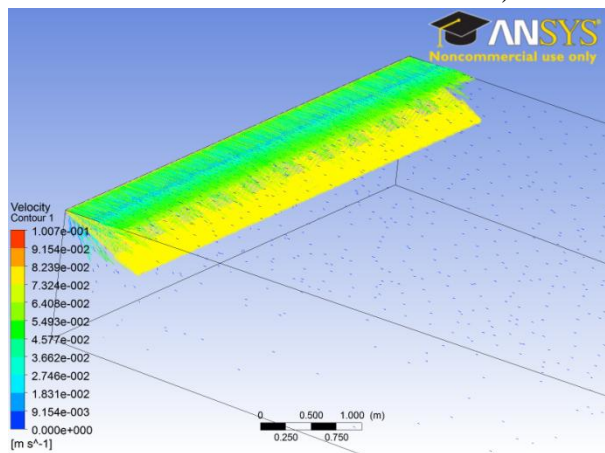


Figure 4-3: Champ d'écoulement simulé du concept Gilbert de seconde génération (lignes de courant)

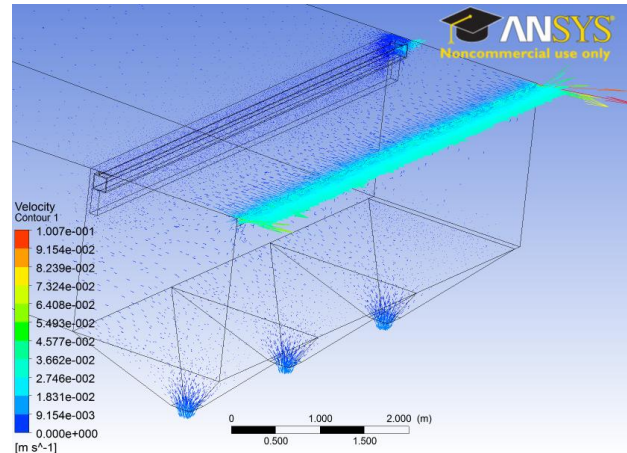
Sur la Figure 4-3, certaines lignes de courant, ayant entré dans la zone de sédimentation, reviennent vers le tuyau de recirculation. Cela peut induire un biais dans les résultats, puisque le mur devrait s'étendre au-delà de la surface de l'eau. Les agrandissements montrés en b) et en c) à la Figure 4-4 permettent de voir la norme et la direction de la vitesse d'entrée, de même que des vitesses de sorties.



a) Ensemble du bassin



b) Zone d'entrée



c) Zone de sédimentation et sorties

Figure 4-4: Champ d'écoulement simulé du concept Gilbert de seconde génération (vecteurs)

4.3.2 Dépôt

Les particules injectées dans l'écoulement sont sphériques, la forme des fèces étant quelconque. La déposition des particules n'a pas été investiguée en profondeur, étant donné que le processus d'intérêt était la récupération du phosphore. Il aurait été intéressant de simuler la déposition des particules et ainsi, de regarder les lieux de déposition de celles-ci. Or, puisque la turbidité de l'eau et la grandeur du bassin Gilbert de première génération ne permettaient pas de voir où les particules s'accumulaient, il devenait inutile de simuler la déposition des particules de façon explicite. Toutefois, il est important de souligner qu'une vitesse de sédimentation de 1 cm/s a été attribuée à toutes les particules, soient à toutes les tailles de particules définies aux Tableaux 4.3 et 4.4.

Pour déterminer l'efficacité de récupération du phosphore, un bilan est effectué, tel que présenté à la section 2.4. En effet, on estime que 70% du phosphore total largué par les poissons est sous forme particulaire, et que ce phosphore est également réparti dans les particules de différentes tailles, dont la distribution est préalablement déterminée (Tableau 4.3 et 4.4). Les trois bilans présentés au Tableau 4.3 ont été élaborés lors de la première vague de simulations, tandis que ceux du Tableau 4.4 ont servi lors des simulations de la seconde vague. Les distributions de taille des particules sont basées sur certaines données prises dans la littérature (voir section 2.4), de même que sur une analyse qualitative de fèces prélevées au LARSA. Pour la première vague de simulations, en respect des tailles de particules restreintes à quatre tailles dans la modélisation, trois bilans différents ont été effectués, afin de simuler l'efficacité de récupération pour différents comportements de moulées, basés sur l'observation selon laquelle certaines moulées donnent des fèces plus cohésives et plus grosses que d'autres moulées.

Tableau 4.3: Distribution de taille des particules utilisées dans la première vague de simulations

Distribution des Particules	Fraction de particules de 750 μm (%)	Fraction de particules de 130 μm (%)	Fraction de particules de 60 μm (%)	Fraction de particules de 35 μm (%)
1	60	10	10	20
2	60	17,5	17,5	5
3	40	15	15	30

L'efficacité de récupération du phosphore total largué par les poissons est alors déterminée par l'expression suivante:

$$\text{Phosphore récupéré} = \text{Teneur en phosphore} * \sum_{i=1}^n \left(\frac{\text{particules attrapées}_i}{\text{particules injectées}_i} * \text{Fraction de particules}_i \right) \quad (4.1)$$

Dans le cas spécifique où les quatre tailles de particules présentées au Tableau 4.3 sont utilisées, le bilan devient tel qu'à l'équation (4.2) Pour la distribution de tailles présentée au Tableau 4.4, le bilan effectué comporterait plutôt 10 termes. En lien avec la Figure 2-3, la teneur en phosphore est estimée à 70%. En effet, il est considéré que 60 à 80% du phosphore rejeté par les poissons est sous forme particulaire. Ainsi, entre 20 et 40% du phosphore rejeté est soluble, et par conséquent, ne peut être récupéré par des moyens de sédimentation.

$$\text{Phosphore récupéré} = \text{Teneur en phosphore} * \left(\frac{\text{att}_{750}}{\text{inj}_{750}} * f_{750} + \frac{\text{att}_{130}}{\text{inj}_{130}} * f_{130} + \frac{\text{att}_{60}}{\text{inj}_{60}} * f_{60} + \frac{\text{att}_{35}}{\text{inj}_{35}} * f_{35} \right) \quad (4.2)$$

Si on estime que 100% des particules sont attrapées (atteignent les cônes de sédimentation), on obtient une efficacité de récupération de 70%, soit l'efficacité maximale, en regard de la répartition des rejets de la truite arc-en-ciel (Figure 2-3).

Tableau 4.4: Distribution de taille des particules utilisées dans la seconde vague de simulations

Fraction de particules de 750 μm (%)	Fraction de particules de 500 μm (%)	Fraction de particules de 400 μm (%)	Fraction de particules de 300 μm (%)	Fraction de particules de 250 μm (%)
17,2	9,4	9,4	9,4	8,8
Fraction de particules de 200 μm (%)	Fraction de particules de 130 μm (%)	Fraction de particules de 105 μm (%)	Fraction de particules de 60 μm (%)	Fraction de particules de 35 μm (%)
8,8	8,8	13,6	13,6	1

4.3.3 Efficacité de récupération

En utilisant l'approche Euler-Lagrange décrite à la section 3.5.2, l'efficacité de récupération a pu être déterminée. Suite à la résolution de l'écoulement par *Fluent*, il est possible d'injecter des particules dans celui-ci et de les suivre. Les particules entrent alors dans un écoulement stationnaire. Des particules sphériques de quatre tailles différentes ont été introduites dans différents concepts de bassins d'élevage, lors d'une première vague de simulations. Les résultats de ces simulations sont présentés à l'Annexe 3. Lors d'une seconde vague, dix tailles de particules ont été injectées, permettant d'établir un bilan plus réaliste. À noter que la distribution réelle de taille des particules est inconnue. C'est d'ailleurs pour cette raison que différents bilans (présentés aux Tableaux 4.3 et 4.4) ont été effectués.

Les pourcentages d'efficacité indiqués dans les différents tableaux du présent chapitre aux Annexes 3 et 5 pour les différentes tailles de particules correspondent aux rapports entre le nombre de particules attrapées sur le nombre de particules injectées. Il faut noter que la fraction de particules restante peut se trouver dans l'une ou l'autre des conditions frontières illustrées à la

Figure 4-5. Cette figure montre les différentes conditions dans lesquelles peuvent se retrouver les particules tout au long de la simulation. Les particules peuvent donc être attrapées (c'est-à-dire se retrouver dans les cônes de sédimentation), réfléchies par les parois de l'étang, échappées (c'est-à-dire qu'elles ont atteint les tuyaux de recirculation ou incomplètes), ou se retrouver toujours dans la zone d'élevage. Une particule échappée est nécessairement perdue. Toutefois, les particules dites incomplètes pourraient encore être attrapées si le temps de simulation est augmenté. Or, on estime que dans la réalité ces particules seraient solubilisées.

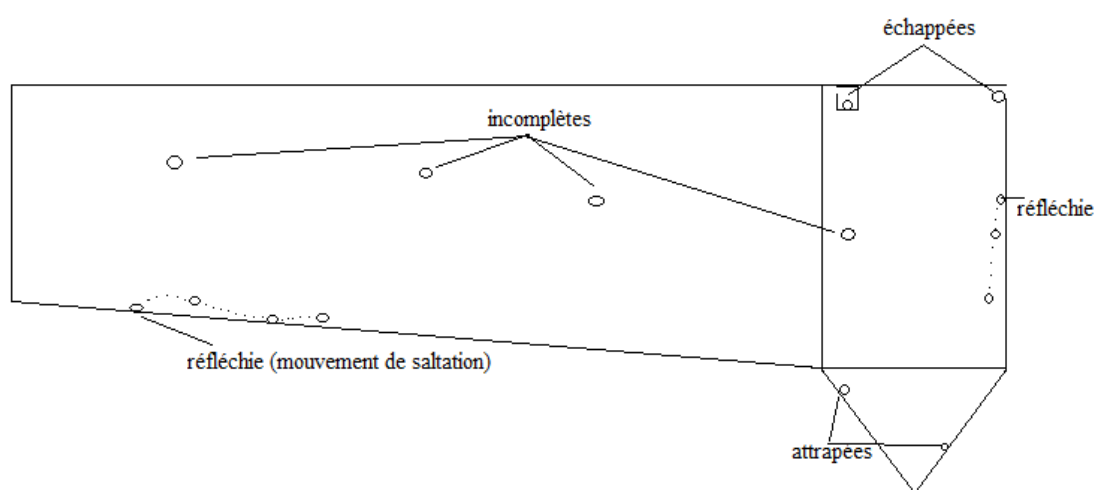


Figure 4-5: Conditions frontalières du bassin d'élevage

a) Première vague de simulations

Les différents concepts simulés lors de cette première vague sont décrits au Tableau 4.5. La meilleure efficacité de récupération obtenue pour chacun d'entre eux est également indiquée. Également, les conditions hydrauliques menant à cette efficacité sont mises en caractère gras dans le tableau. Tel que mentionné précédemment, les résultats détaillés de ces simulations sont présentés à l'Annexe 3. Il faut noter qu'une vitesse d'entrée de 0,1 m/s correspond au débit fourni par un "fresh-flow" traversant la lame d'eau au-dessus du déversoir d'entrée. Pour des raisons pratiques, les différents concepts ont tous une superficie d'élevage de 24,4 m par 6,1 m. Cette caractéristique géométrique a été imposée par le MAPAQ.

Tableau 4.5: Concepts simulés lors de la première vague de simulations

Concept	Description	Efficacité de récupération du P (%)
1	Bassin Gilbert de première génération simulé 4 cônes de 1,44 m x 1,44 m placés en quadrilatère Pente: 2% Vitesse d'entrée: 0,2 m/s et 0,1 m/s Répartition du débit amont-aval: 50-50%, 30-70% et 70-30%	48,3
2	3 cônes de 2 m x 2m latéraux Fond plat Vitesse d'entrée: 0,2 m/s , 0,4 m/s et 0,1 m/s Répartition du débit amont-aval: 50-50%	47,3
3	3 cônes de 2 m x 2m latéraux Pente: 2,5% Vitesse d'entrée: 0,2 m/s Répartition du débit amont-aval: 50-50% , 30-70% et 70-30%	45,3
4	3 cônes de 2 m x 2m latéraux Pente: 1,85% et 2,5% Déflecteur sous le tuyau de recirculation de 0,3 m Vitesse d'entrée: 0,2 m/s, 0,04 m/s, 0,05 m/s et 0,1 m/s Répartition du débit amont-aval: 50-50%, 30-70% et 70-30%	54,9
5	3 cônes de 2 m x 2m latéraux Pente: 2,5% Déflecteur sous le tuyau de recirculation de 0,6 m Vitesse d'entrée: 0,2 m/s, 0,1 m/s et 0,05 m/s Répartition du débit amont-aval: 50-50%, 30-70% , 70-30%, 0-100% et 100-0%	50,6
6	6 cônes de 2 m x 2m latéraux Pente: 2,5% Déflecteur sous le tuyau de recirculation de 0,3 m Vitesse d'entrée: 0,2 m/s, 0,05 m/s et 0,1 m/s Répartition du débit amont-aval: 50-50%	54,3

En analysant les résultats détaillés du concept 1, on constate qu'il permet de récupérer des particules de tailles fines. Effectivement, des efficacités de récupération des particules de 60 μm et de 35 μm vont jusqu'à 19,6% et 1,2% , respectivement. Ce résultat est lié à la contraction au niveau de la zone de sédimentation, qui permet d'accélérer les particules et de les amener vers les

cônes de sédimentation. Toutefois, cette accélération peut également entraîner certaines particules directement vers la sortie, sans qu'elles n'aient le temps de décanter. En comparant le concept 1 aux mesures prises sur le terrain, on constate que le résultat obtenu via la modélisation est inférieur d'environ 6% à celui obtenu à l'automne 2010 (essai 00). Cela peut être associé au fait que les fèces sont modélisées à l'aide de sphères, ou encore à la sous-estimation de l'effet des poissons sur la décantation des fèces. D'ailleurs, sur le terrain, on observe que pour une biomasse assez élevée de poissons d'une certaine taille, les poissons contribuent à l'enlèvement des grosses particules. Les poissons ont une masse d'environ 85 g lorsqu'ils sont placés dans l'étang et d'environ 185 g lorsqu'ils en sortent. Durant cette période, le pisciculteur a remarqué que l'eau est de plus en plus claire. Si l'on pose l'hypothèse que pour l'essai 3, qui correspond à la condition réelle sur le terrain, l'efficacité de récupération du phosphore total est de 100% pour les particules de 750 μm , due à l'action des poissons, on obtient une valeur d'efficacité bonifiée de 48,3%. Cette valeur est comparable à la valeur mesurée sur le terrain à l'automne 2010, soit $(46 \pm 9)\%$. Évidemment, cette hypothèse est difficilement vérifiable, mais elle est investiguée dans la seconde partie de l'Annexe 3.

Le meilleur résultat pour le concept 2 est obtenu lorsque la vitesse est de 0,4 m/s, ce qui n'est pas réaliste, puisque cela nécessiterait 4 "fresh-flows". De plus, pour cette même condition, seulement les grosses particules, c'est-à-dire les particules de 750 μm , sont récupérées. Cela s'explique par la faible vitesse de décantation des petites particules. Elles sont entraînées horizontalement et n'ont pas le temps de descendre vers le fond du bassin, leur poids étant trop faible. Elles sont donc aspirées par les tuyaux de recirculation ou encore dirigées vers le trop-plein.

Le concept 3 donne lieu à une bonne amélioration de la récupération du phosphore total largué par les poissons et surtout des grosses particules. Toutefois, la récupération des particules de 130 μm demeure trop faible. Par rapport au concept précédent, il est constatable que l'ajout d'une pente augmente l'efficacité de récupération, sans avoir recours à de très grandes vitesses. Les concepts suivants sont donc également munis d'une pente de fond.

Le concept 4 est sans contredit le meilleur de cette vague de simulations. En plus de donner la meilleure efficacité de récupération du phosphore total largué, il donne de bons résultats pour la plupart des combinaisons hydrauliques. Ce concept est similaire au précédent. La seule

différence consiste en l'ajout d'un déflecteur de 0,30 m sous le tuyau de recirculation amont, qui permet d'accélérer les particules et de les mener vers la zone de sédimentation. Contrairement au concept 1, la zone de sédimentation est de même dimension (suite au déflecteur) que la zone d'élevage. Il n'y a donc pas cet effet de "passer tout droit" sans décanter. Par contre, on constate qu'à faible vitesse, le concept permet de récupérer davantage de particules de 130 μm que de 750 μm . Cela est attribuable à la vitesse de décantation des grosses particules, qui fait en sorte que les particules atteignent le fond trop tôt et ne sont donc pas entraînées par l'écoulement vers la zone de sédimentation. La figure 4-5 illustre les trajectoires des particules de 130 et 750 μm dans une telle situation. Si on fait la même hypothèse qu'au concept 1, concernant l'effet des poissons sur la remise en suspension des grosses particules, une telle configuration (c'est-à-dire à plus basse vitesse) pourrait devenir avantageuse. Ainsi, l'essai 16 pourrait donner jusqu'à 50,5% d'efficacité, l'essai 17 jusqu'à 54,3% et l'essai 19 jusqu'à 54,9%.

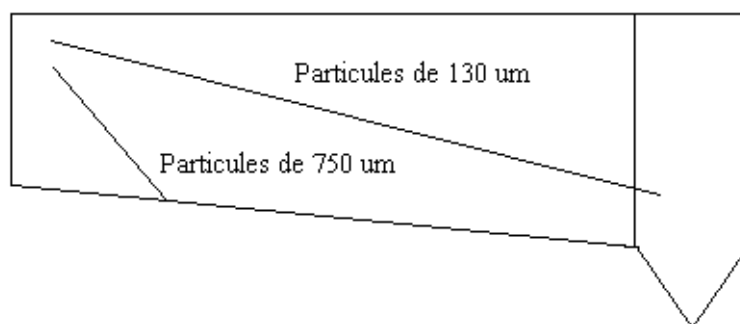


Figure 4-6: Trajectoires des particules lors des simulations effectuées

Le concept 5 montre qu'un déflecteur plus long ne donne pas de meilleurs résultats et donc, qu'un déflecteur de 0,3 m sous le tuyau de recirculation est amplement suffisant. On note que, de la même manière que pour l'efficacité du concept 4, l'efficacité de l'essai 30 pourrait être augmentée jusqu'à 53,8% en supposant l'effet des poissons sur la remise en suspension des particules.

Le concept 6 permet d'affirmer qu'il n'est pas nécessaire d'augmenter la zone de sédimentation, puisque cela n'améliore pas les résultats. Le Tableau 4.6 montre la charge superficielle pour les concepts comportant un déflecteur de 0,30 m et une pente de 2,5% pour des configurations de zone de sédimentation de 3 et 6 cônes.

Tableau 4.6: Charges superficielles en fonction du nombre de "fresh-flows" et de la zone de sédimentation

Essai	Nombre de "fresh-flows"	Débit	Répartition		Débit au dessus des cônes	Surface	C_s
			amont	aval			
		m ³ /h	%	%	m ³ /h	m ²	m ³ /h/m ²
11	2	187,2	50	50	93,6	12,2	7,67
16	1	93,6	30	70	65,5	12,2	5,37
17	½	46,8	50	50	23,4	12,2	1,92
32	2	187,2	50	50	93,6	24,4	3,84
33	1	93,6	50	50	46,8	24,4	1,92
24	½	46,8	50	50	23,4	24,4	0,96

Le concept 4a est semblable au concept 4, mais la pente du fond est plus faible. Le volume s'en retrouve augmenté. Par contre, l'efficacité obtenue est plus faible. Cela peut être causé par le fait que la vitesse est inférieure dans la zone d'élévation.

Le concept 4a est semblable au concept 4, mais la pente du fond est plus faible, soit de 1,85%. Le volume s'en retrouve augmenté. Par contre, l'efficacité obtenue est plus faible. Cela peut être causé par le fait que la vitesse est inférieure dans la zone d'élévation.

Le concept qui ressort gagnant de la première vague de simulations est donc le concept 4, dont les caractéristiques sont définies au Tableau 4.7 et dont la géométrie est présentée à la Figure 4-6.

Tableau 4.7: Caractéristiques du bassin d'élevage le plus efficace de la première vague de simulations

Items	Détails	Caractéristiques
Dimensions de la zone d'élevage	Matériaux	Béton
	Largeur x Longueur	6,1 m x 24,4 m
	Épaisseur d'eau	Amont: 1,37 m Aval: 1,98 m
	Pente du fond de bassin	2,5% de l'amont vers l'aval
	Volume de contention	250 m ³
Dimensions des cônes de récupération (en forme de pyramide inversée)	Matériaux	Fibre de verre
	Configuration de la zone de sédimentation	3 cônes latéraux sur toute la largeur de la zone d'élevage
	Largeur x Longueur	Par cône : 2,0 m x 2,0 m
	Pente des parois	60 degrés
Débit d'eau	Configuration de l'entrée d'eau	Déversoir sur toute la largeur
	Eau neuve	7,2 m ³ /h
	Débit de recirculation ("fresh-flows")	90 m ³ /h
	Taux de renouvellement de l'eau dans la zone d'élevage	1,3 heure
Recirculation de l'eau	Amont (Tuyau de recirculation de 200 mm de diamètre placé avant la zone de sédimentation)	50 % du débit total
	Aval (Tuyau de recirculation de 200 mm de diamètre placé après la zone de sédimentation)	50 % du débit total

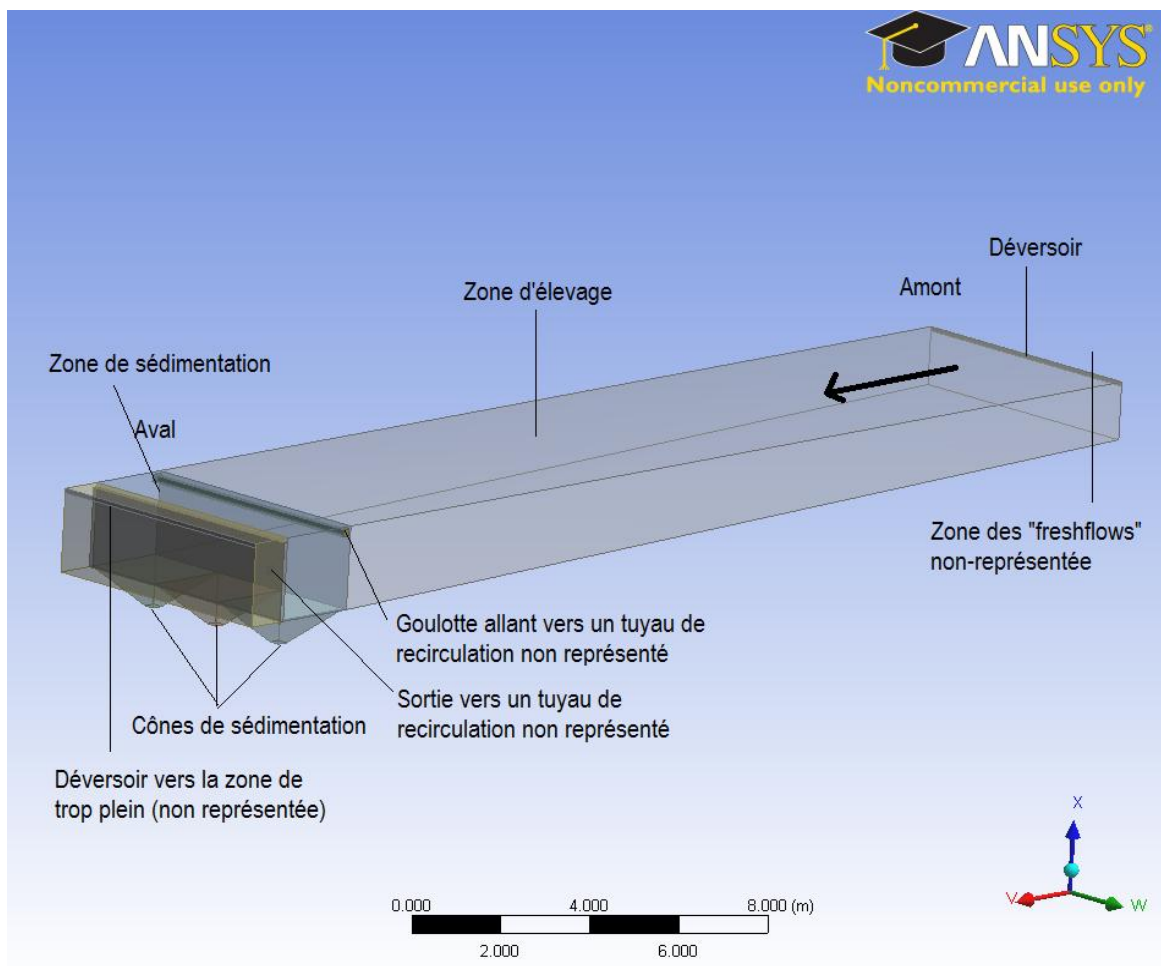


Figure 4-7: Géométrie du concept le plus efficace de la première vague de simulations

b) Seconde vague de simulations

Suite à la construction du bassin Gilbert de seconde génération, de nouvelles simulations ont été effectuées. La distribution de taille des particules présentée au Tableau 4.4 a été intégrée. L'Annexe 4 présente des photos dudit bassin, ainsi que les résultats de mesures d'efficacité de récupération du phosphore. Le Tableau 4.8 présente les deux campagnes de mesures menées sur le bassin Gilbert de première génération au printemps et à l'automne 2010, et sur le bassin Gilbert de deuxième génération à l'automne 2011, ainsi que les résultats des simulations de la seconde vague. Les concepts simulés sont décrits dans la seconde colonne. L'efficacité de récupération totale est présentée pour chacun des concepts. La récupération des particules des différentes tailles est montrée à l'Annexe 5, de même que l'efficacité de récupération totale, déterminée via

un bilan similaire à celui présenté aux équations (30) et (31). Les résultats des mesures terrain et de la simulation du concept construit en 2010 y figurent, ainsi que le concept construit à l'automne 2011 des suites de la modélisation (simulations de la première vague).

Le concept 4 établi lors de la première vague de simulations a été simulé avec l'ajout d'un troisième "fresh-flow", afin de considérer l'aérateur de surface qui a été ajouté dans la zone d'élevage un peu avant la zone de sédimentation. Cet ajout donne lieu à une diminution significative de l'efficacité de récupération des particules de 300 μm et moins. Toutefois, l'ajout d'un troisième "fresh-flow" ne représente sans doute pas l'aérateur de surface, puisque le débit supplémentaire donne une plus grande vitesse horizontale dans la zone d'élevage, tandis que l'aérateur donne plutôt une vitesse verticale et locale à l'écoulement. Les résultats témoignent que l'ajout d'un "fresh-flow" diminue l'efficacité de récupération des particules de 300 microns et moins. Évidemment, il faudrait voir si le fait d'augmenter la vitesse dans la zone d'élevage représente bien l'ajout d'un aérateur de surface, qui occasionne une vitesse vers le bas plutôt qu'horizontal.

La diversification des tailles de particules permet de voir que l'efficacité de récupération des particules de 300 microns et plus est presque 100%. À partir de 200 microns, elle diminue significativement pour devenir pratiquement négligeable à 130 microns. Par contre, pour le concept proposé suite à la première vague de simulations, l'efficacité de récupération est intéressante pour les particules de 130 microns et plus, lorsque la vitesse d'entrée est de 0,1 m/s, ce qui correspond à 1 "fresh-flow". Il serait donc potentiellement avantageux de réduire le débit entrant. En deçà de 100 microns, la récupération est nulle, ou presque nulle, pour tous les concepts. Ce résultat n'est pas surprenant, étant donné qu'en production piscicole, on considère généralement qu'il est possible de trapper par sédimentation les particules de 100 microns et plus (Champagne, 2010).

En regard de ces nouvelles simulations effectuées pour une distribution de tailles plus exhaustive, on constate qu'une vitesse plus faible donne lieu à une efficacité de récupération plus élevée, puisque les petites particules sont davantage récupérées. Le concept qui ressort gagnant de cette seconde vague est alors celui comportant 3 cônes, une pente de 2,5%, un déflecteur de 0,3 m, un débit entrant correspondant à un "fresh-flow" et une répartition des débits sortants de 50-50%. Il

s'agit donc des mêmes caractéristiques géométriques, mais des conditions hydrauliques différentes.

Tableau 4.8: Résultats de la seconde vague de simulations (post-construction)

	Description	Efficacité de récupération totale (η)
		(%)
Mesures terrain	4 cônes, pente centrale de 2% et pentes latérales, Débit entrant: 2 "fresh-flows", Répartition 50-50%, moyenne de 7 purges quotidiennes au printemps 2010	30
	4 cônes, pente centrale de 2% et pentes latérales, Débit entrant: 2 "fresh-flows", Répartition 50-50%, moyenne de 7 purges quotidiennes à l'automne 2010	46±9
	3 cônes, pente de 1,85%, Débit entrant: 2 "fresh-flows" + 1 aérateur de surface avant la zone de sédimentation, Répartition 50-50%, moyenne de 4 purges quotidiennes à l'automne 2011	37,9%
Simulations via <i>Fluent</i>	4 cônes, pente centrale de 2% et pentes latérales, Débit entrant: 2 "fresh-flows", Répartition 50-50%	39,7
	3 cônes, pente de 1,85%, déflecteur de 0,3 m, Débit entrant: 3 "fresh-flows", Répartition 50-50%	36,2
	3 cônes, pente de 1,85%, déflecteur de 0,3 m, Débit entrant: 2 "fresh-flows", Répartition 50-50%	36,5
	3 cônes, pente de 2,5%, déflecteur de 0,3 m, Débit entrant: 1 "fresh-flows", Répartition 50-50%	46,4
	3 cônes, pente de 2,5%, déflecteur de 0,3 m, Débit entrant: 2 "fresh-flows", Répartition 50-50%	40,8
	3 cônes, pente de 2,5%, déflecteur de 0,3 m, Débit entrant: 3 "fresh-flows", Répartition 50-50%	36,8

La figure 4-8 présente les résultats de la seconde vague de simulation. L'efficacité de récupération est tracée en fonction de la taille des particules injectées. Les simulations effectuées pour le concept proposé (lignes bleues) montrent que l'efficacité des petites particules diminuent lorsque la vitesse d'entrée d'eau augmente. En effet, l'efficacité diminue de manière significative pour les particules de 250 μm et moins avec une vitesse de 0,2 m/s et de 300 μm et moins avec une vitesse de 0,3 m/s. Le meilleur comportement obtenu est celui du concept proposé à l'issue de la première vague de simulations avec une vitesse d'entrée de 0,1 m/s. Comparativement, au bassin Gilbert de première génération (ligne verte), ce concept permet de récupérer la quasi totalité des moyennes et grosses particules. Pour ce qui est du concept construit (lignes rouge et orange), soit le bassin Gilbert de seconde génération, la figure montre bien que la pente de 1,85% donne lieu à une récupération des grosses et moyennes particules inférieure. Pour des mêmes vitesses, on voit une différence entre les courbes pour les particules de 300 microns et plus.

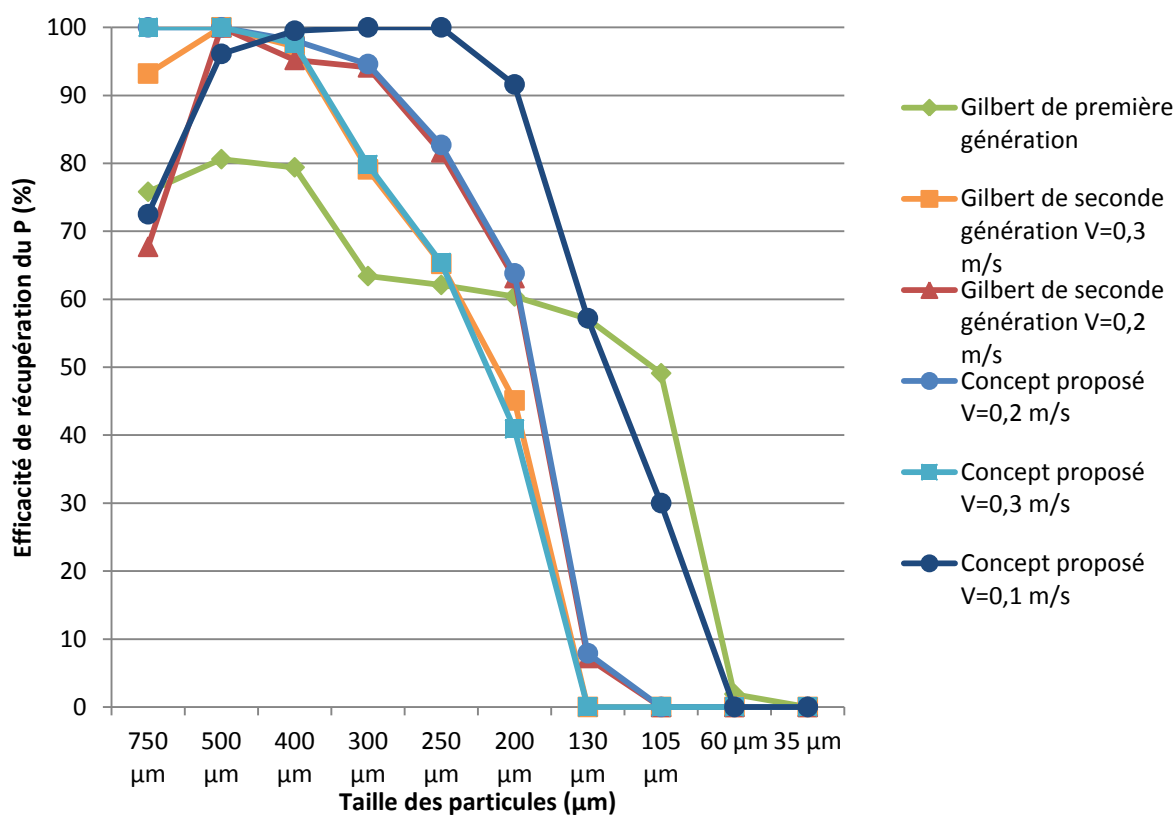


Figure 4-8: Efficacité de récupération en fonction de la taille des particules

4.4 Comparaison entre modèle et mesures terrain de l'étang construit

La seconde vague de simulations a été menée puisque le bassin construit à l'automne 2011 ne correspond pas exactement à celui proposé à l'issue de la première vague de simulations. Pour des raisons pratiques et de coût, le pisciculteur a construit un bassin dont la pente de fond est de 1,85% plutôt que 2,5%, tel que suggéré par les résultats de la modélisation. D'ailleurs, il avait été montré lors de la première vague que de réduire la pente de 2,5 à 1,85% diminuait l'efficacité de récupération des particules de 130 μm et de 60 μm de manière significative. Par exemple, pour une vitesse d'entrée de 0,05 m/s et une répartition des débits amont/aval de 50-50%, l'efficacité de récupération des particules de 130 μm passe de 91,6% à 85,0% et celle des particules de 60 μm passe de 8,8% à 0,5%. Ces pertes d'efficacité étant non-négligeables, il avait été recommandé de construire le bassin de 2,5% de pente de fond.

Lors des simulations subséquentes à la construction du bassin d'élevage, le raffinement de la distribution des tailles a de nouveau montré que le concept ayant une pente de 2,5% était plus efficace que celui ayant une pente de 1,85%. En effet, les résultats présentés à la section 4.3 et à l'Annexe 5 montrent un gain de 4,3 à 10,2% d'efficacité de récupération, dépendamment des paramètres hydrauliques exploités. Des différences non négligeables d'efficacité de récupération des particules de 250 μm et moins sont exposées par les simulations. Si on rapporte la différence d'efficacité à la mesure moyenne effectuée sur le bassin Gilbert de seconde génération, dont les caractéristiques sont présentées au Tableau 4.9, soit de 37,9%, on obtient une efficacité potentielle de 42,2% à 48,1% pour le concept qui était mis de l'avant pas les simulations. Et ce résultat n'inclut pas l'impact de l'activité des poissons. Dans cette vague de simulations, le concept Gilbert de première génération a été simulé de nouveau pour de fin de comparaison. Une efficacité de récupération du phosphore total largué par les poissons de 39,7% a été obtenue. Ce résultat à lui seul indique que le concept de 1,85% de pente n'est pas suffisamment efficace.

Qui plus est, le déflecteur permettant l'accélération des particules à l'entrée de la zone de sédimentation n'a pas été ajouté. Il est donc recommandé d'ajouter cet élément. Cela permettrait également de mieux valider les résultats.

Tableau 4.9: Caractéristique du bassin Gilbert de seconde génération construit à la pisciculture

Items	Détails	Caractéristiques
Dimensions de la zone d'élevage	Matériaux	Béton
	Largeur x Longueur	6,1 m x 24,4 m
	Épaisseur d'eau	Amont: 1,37 m Aval: 1,98 m
	Pente du fond de bassin	1,85% de l'amont vers l'aval
	Volume de contention	250 m ³
Dimensions des cônes de récupération (en forme de pyramide inversée)	Matériaux	Fibre de verre
	Configuration de la zone de sédimentation	3 cônes latéraux sur toute la largeur de la zone d'élevage
	Largeur x Longueur	Par cône : 2,0 m x 2,0 m
	Pente des parois	60 degrés
Débit d'eau	Configuration de l'entrée d'eau	Déversoir sur toute la largeur
	Eau neuve	7,2 m ³ /h
	Débit de recirculation ("fresh-flows")	180 m ³ /h
	Taux de renouvellement de l'eau dans la zone d'élevage	1,3 heure
Recirculation de l'eau	Amont (Tuyau de recirculation de 200 mm de diamètre placé avant la zone de sédimentation)	50 % du débit total
	Aval (Tuyau de recirculation de 200 mm de diamètre placé après la zone de sédimentation)	50 % du débit total

4.5 Objectif de la STRADDAQ

Pour répondre à l'objectif de la STRADDAQ, environ 40% du phosphore total largué par les poissons doit être récupéré. En effet, il est estimé que 1,1 kg de moulée est nécessaire à la production de 1 kg de poissons, donc 1100 kg de moulée sont nécessaires à la production d'une tonne de poissons. Les moulées contiennent environ 1,05% de phosphore, donc 11,55 kg de phosphore entre dans le bassin, afin de produire une tonne de poissons. De ce 11,55 kg, 40% est retenu par les poissons, ce qui donne 6,93 kg de phosphore dans les rejets. Le bassin Gilbert de seconde génération construit sur le terrain de la pisciculture *Gilbert* à l'automne 2011 permet de récupérer 37,9% de ce phosphore, selon la campagne de mesures menée en décembre 2011. Cela signifie que des 6,93 kg de phosphore largué par les poissons pour produire une tonne de poissons, 2,63 kg sont retenus à l'aide des cônes de sédimentation. Il y a donc 4,3 kg de phosphore qui demeure dans le bassin. Cela signifie que, pour atteindre l'objectif fixé par la STRADDAQ, un étang de sédimentation doit permettre de retirer 0,1 kg de phosphore supplémentaire des boues avant de rejeter à l'effluent. Le bassin construit contribue donc largement à l'efficacité environnementale de la pisciculture Gilbert inc.

Le même bilan appliqué au concept optimal montre que 3,60 à 4,01 kg de phosphore par tonne de poissons produite demeurerait dans le bassin. Ainsi, ce concept serait suffisant vis-à-vis de l'objectif de la STRADDAQ. Évidemment, un étang de sédimentation entre la purge des cônes et le rejet à l'effluent demeure de mise, dans le but d'augmenter la performance environnementale de l'entreprise.

CHAPITRE 5 CONCLUSIONS, RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

5.1 Conclusions

Ce projet avait pour but d'une part de concevoir et d'optimiser un nouveau concept de bassin d'élevage, destiné à la production de poissons pour le marché de l'ensemencement, permettant la récupération rapide des rejets de poissons. D'autre part, ce concept devait être validé par des mesures, suite à la construction dudit bassin sur le terrain de la pisciculture *Gilbert*.

Une première hypothèse formulée dans le cadre de cette étude énonçait que la modélisation 3D du bassin d'élevage via le logiciel de MFN *Fluent* permettait de reproduire la configuration et les conditions d'opération du bassin Gilbert de première génération. Les lignes de courant et les vecteurs représentant l'écoulement, présentés aux Figures 4-1 et 4-2, montrent que le logiciel *Fluent* permet effectivement de reproduire la géométrie du bassin et ses conditions d'opération. En effet, l'écoulement représenté à ces figures correspond à celui observé sur le terrain de la pisciculture *Gilbert*. De plus, les résultats de simulation du concept 1, soit le concept basé sur le bassin Gilbert de première génération, présentés au Tableau 4.5 ainsi qu'à l'Annexe 3, font état de la capacité du logiciel à donner des résultats d'efficacité de récupération du phosphore relativement justes. Les campagnes de mesure menées sur le bassin Gilbert de première génération ont donné des efficacités moyennes de 30% et 46%, soit 38% en moyenne. La simulation, quant à elle, a donné une efficacité de récupération allant de 37,4% à 48,3%, en considérant un bilan effectué sur quatre tailles de poissons et en faisant l'hypothèse d'une influence de l'activité des poissons sur l'efficacité de récupération des particules de 750 μm . En effectuant le bilan pour dix tailles de particules, l'efficacité a été portée à 39,7%. Ces résultats numériques montrent donc que le logiciel est en mesure de reproduire un scénario de récupération réel.

L'hypothèse selon laquelle le logiciel *Fluent* permet de déterminer la configuration et les conditions d'opération optimisant l'efficacité de récupération a également été vérifiée. En effet, différentes combinaisons de caractéristiques géométriques (pente de fond, position et dimensions des cônes, ajout de déflecteur et dimensions) et de paramètres hydrauliques (vitesse d'entrée,

répartition des débits sortants) ont permis d'établir la combinaison donnant lieu à la récupération de la plus grande quantité de phosphore. Indubitablement, il n'est pas possible de déterminer si le concept mis de l'avant en regard des simulations est effectivement optimal. Cela s'explique par le fait que les différentes combinaisons possibles des paramètres géométriques et hydrauliques n'ont pas été essayées systématiquement, le temps étant limité.

Pour ce qui est de la troisième hypothèse, selon laquelle le bassin piscicole construit est optimal en termes de récupération du phosphore et de minimisation des coûts, elle n'a pas été vérifiée. Pour des raisons pratiques, le bassin construit à l'automne 2011 ne correspond pas en tout point au bassin proposé à l'issue des simulations. Ainsi, au lieu d'une pente de 2,5%, le bassin a plutôt une pente de 1,85%. L'efficacité mesurée sur le terrain de 37,9% est alors inférieure à l'efficacité obtenue pour le meilleur concept. D'ailleurs, les résultats de la seconde vague de simulations montrent une différence allant de 4,3% à 10,2%. Ceci étant dit, le concept établi par les simulations permettrait à lui seul d'atteindre l'objectif fixé par la STRADDAQ, à savoir la réduction du rejet de phosphore à 4,2 kg de phosphore par tonne de poisson produite. En effet, pour atteindre cette cible environnementale, 40% du phosphore total doit être récupéré des installations avant d'être rejeté à l'environnement. À la défense du concept construit, il constitue un bon moyen d'atteindre cette norme de rejet, puisqu'un séjour dans un étang de sédimentation est effectué avant de rejeter à l'effluent. Toutefois, selon les résultats des simulations, le concept proposé permettait d'atteindre l'objectif sans avoir recours à un traitement supplémentaire en aval du bassin d'élevage, contrairement au bassin construit.

Globalement, la modélisation s'est révélée être un outil très utile dans le domaine piscicole, puisque le logiciel de MFN *Fluent* a permis de reproduire la situation réelle d'un bassin d'élevage, soit le bassin Gilbert de première génération. Plus encore, la modification des divers paramètres a permis de déterminer une combinaison donnant lieu à une efficacité de récupération supérieure à celle mesurée et simulée pour ce bassin de première génération. De plus, les coûts engendrés par les simulations sont minimes par rapport aux coûts de construction. Il s'agit donc d'une alternative prometteuse en termes d'optimisation d'ouvrages à l'usage de l'industrie piscicole.

5.2 Recommandations

5.2.1 Cas de la pisciculture Gilbert

Puisque le bassin construit n'est pas celui proposé suite aux simulations, il est recommandé d'ajouter le déflecteur qui s'est avéré être un atout en termes de récupération de particules, si l'on réfère à l'Annexe 3.

De plus, il serait intéressant de faire des campagnes de mesures de qualité pour différentes combinaisons de paramètres hydrauliques, c'est-à-dire pour différentes vitesses d'entrée et répartitions des débits.

Pour ce qui est des mesures d'efficacité, il serait préférable de prendre plusieurs échantillons de boues. En effet, l'efficacité de récupération du phosphore est estimée à partir de mesures ponctuelles, c'est-à-dire qu'une bouteille de boue est prélevée en un point de la zone de purge. Ainsi, il se peut que les mesures soient très différentes d'une journée à l'autre, le mélange n'étant pas nécessairement uniforme. Pour contrer cette variabilité, il serait préférable de prélever plusieurs bouteilles lors d'une même mesure et de faire une moyenne.

Il serait également intéressant de suivre l'efficacité de récupération du phosphore de même que l'oxygène, l'azote et le CO_2 dans le bassin tout au long de la croissance des poissons, c'est-à-dire à partir de leur introduction dans le bassin, jusqu'à l'ensemencement. Les besoins en nutriments et en oxygène des poissons en fin de croissance sont certainement plus importants que ceux des jeunes poissons. De plus, les gros poissons perturbent probablement davantage l'écoulement et ont un potentiel de fractionnement des particules plus élevé. Ce suivi permettrait d'adapter le débit entrant et les aérateurs de surface aux besoins des poissons à différents stades de leur croissance.

5.2.2 Recommandations pour de futurs projets

Dans un futur projet, une analyse de sensibilité plus exhaustive des paramètres serait recommandée. Par exemple, des pentes de 0%, 1,85% et 2,5% ont été testées dans la présente étude. Or, il se peut qu'une pente de 2,7% ait été plus profitable en demeurant réaliste au niveau des contraintes de profondeur d'eau. Encore, un balayage de la valeur de la pente entre 1,85% et 2,5% aurait pu montrer qu'au-delà d'une certaine valeur, il n'y a plus de gain significatif en termes

d'efficacité environnementale. La même logique s'applique aux paramètres hydrauliques, soit la vitesse et la répartition des débits. Toujours est-il qu'une telle analyse de sensibilité nécessite beaucoup plus de temps de calcul.

En plus du modèle numérique, il pourrait être intéressant de concevoir un modèle réduit du bassin d'élevage. En effet, un modèle 30 fois plus petit (environ 81,3 cm de long par 20,3 cm de large) pourrait donnerait l'occasion de vérifier certains comportements. Notamment, il serait possible d'observer le déplacement et de voir les lieux de déposition des particules et/ou sphères injectées dans le modèle pour différents paramètres hydrauliques. Un fond à pente variable pourrait être utilisé, afin de voir l'incidence de ce paramètre. Puisque l'entrée d'eau dans le bassin est assurée par un trop-plein d'eau apportée par des "fresh-flows" dans un caisson, il serait simple de construire un modèle comportant ce même type de caisson et d'acheminer l'eau via un tuyau, en prenant soin du débit y circulant. Les règles de similitude permettraient de transposer au prototype les comportements observés. Cela permettrait également de mieux définir les paramètres d'entrée d'un éventuel modèle numérique, tel que celui adopté dans cette étude. La calibration du modèle numérique serait également facilitée.

Il serait également intéressant d'effectuer une série de simulations en employant des densités de fèces différentes, afin d'estimer l'incidence de ce paramètre sur l'efficacité de récupération. Lors du suivi de particules en MFN, la densité solide influence largement la poussée d'Archimède, $g_x \frac{\rho_p - \rho}{\rho_p}$, soit le terme principal influençant la sédimentation (Dufresne, 2009). Par exemple, si l'on emploie la densité de 1024 kg/m³, soit la densité obtenue lors d'essais en laboratoire sur les fèces de truite arc-en-ciel nourries à la moulée *Martin Classique* prélevées au LARSA, plutôt que 1070 kg/m³ attribuées aux fèces de poissons nourris à la *Corey Optimum* lors des mêmes essais (voir Annexe 2), la poussée d'Archimède est réduite d'un facteur de 2,67. Le choix de la moulée est donc non négligeable et a un impact direct sur la sédimentation des particules.

Dans cette même lignée, une vitesse initiale de 1 cm/s a été attribuée à toutes les particules. Or, il serait préférable d'attribuer des vitesses initiales correspondant aux vitesses de sédimentation propres aux différentes tailles, telles que définies dans la littérature (voir section 2.6) et telles qu'observées lors des essais préliminaires de sédimentation au LARSA. La vitesse de 1 cm/s attribuée à l'ensemble des particules peut avoir affecté l'efficacité de récupération des différentes tailles particules. En effet, les particules plus grossières ont, en réalité, une vitesse de

sédimentation plus importante, soit de près de 10 cm/s selon les observations faites au LARSA. Elles se retrouvent donc rapidement au fond de la zone d'élevage, et peuvent alors glisser, rouler ou être remises en suspension par les poissons. Quant aux fines particules, leur vitesse de sédimentation peuvent être aussi faible que 0,16 m/s. Elles peuvent donc demeurer en suspension dans l'écoulement. Des vitesses de sédimentation, telles que celles définies au Tableau 5.1 pourraient être considérées. Toutefois, une revue de littérature plus approfondie devrait être effectuée à ce niveau.

Tableau 5.1: Vitesse de sédimentation en fonction de la taille des particules

Taille des particules	Fraction des particules de cette taille	Vitesse de sédimentation
µm	%	cm/s
750	17,2	10
500	9,4	2,31
400	9,4	2,31
300	9,4	1,7
250	8,8	1,7
200	8,8	1,7
130	8,8	1,0
105	13,6	1,0
60	13,6	0,16
35	1,0	0,16

Le tableau 5.2 présente les simulations à prioriser dans un éventuel projet. Ces simulations supplémentaires permettraient d'optimiser davantage l'efficacité de récupération du phosphore. Les simulations des groupes 1 et 2 permettraient d'optimiser le modèle de MFN actuel. Le groupe de simulations 3 permettrait de voir comment mieux répondre au besoin en oxygène des poissons en favorisant la récupération des particules. Le groupe de simulations 4 indiquerait

quelle moulée doit être utilisée par les pisciculteurs afin de maximiser la récupération du phosphore. Le calcul vérifiant l'atteinte de l'objectif de la STRADDAQ devrait également être revu, puisque les différentes moulées ont des taux de conversion différents. Quant aux groupes de simulations 5 et 6, ils rendraient le modèle plus complet. Éventuellement, le concept pourrait être adapté aux besoins et contraintes d'une pisciculture en suivant quelques règles de pratique simples.

Tableau 5.2: Priorisation des simulations éventuelles

Groupe de simulations	Objet	Description
1	Vitesse de sédimentation	Appliquer les différentes vitesses de sédimentation aux particules de différentes tailles
2	Analyse de sensibilité	Tester différentes pentes entre 0,0 et 2,5% par incrément de 0,1% pour les différentes vitesses
3	Aérateur(s) de surface	Modéliser l'aérateur de surface (entrée d'eau annulaire et sortie d'eau circulaire) Tester à différents endroits dans la zone d'élevage Tester l'impact d'en mettre plusieurs
4	Densité des fèces	Tester différentes densités de fèces correspondant à différentes moulées
5	Fractionnement des fèces	Intégrer le fractionnement des fèces au modèle de MFN
6	Mouvement des poissons	Intégrer la turbulence ajoutée par les poissons dans la zone d'élevage au modèle de MFN

5.3 Perspectives

En regard des efforts fournis et des études existantes, les piscicultures québécoises semblent en bonne voie en ce qui concerne l'atteinte des cibles environnementales fixées par le Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs à l'aube des années 2000. L'activité

piscicole nécessite de grandes quantités d'eau et constitue une source de pollution organique de cette ressource. Des normes et lois ont donc été mises pied, afin de réglementé l'utilisation de l'eau et de préserver sa qualité. Évidemment, le portrait piscicole ne peut pas changer entièrement du jour au lendemain. C'est pourquoi des cibles réalistes, notamment dans le cadre de la STRADDAQ en 2004, ont été fixées et échelonnées sur des années. Bien sûr, la production piscicole a connu une baisse en raison d'un cadre législatif plus serré, mais l'industrie reprend progressivement son souffle depuis 2004, et avec des performances environnementales bien plus satisfaisantes. Bien entendu, l'expansion de l'industrie piscicole est limitée en vertu des normes environnementales (Morin, 2007). Il faut donc mettre en perspective le développement de cette industrie dans un tout nouveau contexte d'évolution.

Il y a tout un remaniement des façons de faire et de penser qui s'effectue, afin d'adapter la production piscicole aux nouvelles contraintes réglementaires visant la protection de la ressource en eau, ainsi que de l'environnement aquatique. Le discours n'est donc pas orienté vers une croissance de la production, mais bien vers les façons de produire. Et pour améliorer les performances environnementales globales des piscicultures, il est primordial de mettre des efforts dans toutes les étapes de la production, c'est-à-dire de l'alimentation jusqu'au rejet à l'environnement. Ainsi, il y a fort à parier que des moulées contenant des ingrédients plus digestes et ayant une teneur en phosphore plus faible, sans menacer la croissance des poissons, tels que proposés par Koko et al. (2010), apparaîtront sur le marché. Des efforts au niveau des systèmes de récupérations comme les trappes à sédiments, sont également effectués et devraient se poursuivre. Les travaux de Lefrançois (2009) vont dans ce sens. Une attention particulière quant à la sédimentation et à la solubilisation des particules de phosphore risque d'être portée. En effet, des changements quant à la fréquence des purges sont prévisibles. Des projets originaux, tels que celui-ci, utilisant la MFN, afin de favoriser le déplacement des rejets vers les systèmes de récupération, devraient être de plus en plus nombreux dans le domaine piscicole. Qui plus est, les performances des ordinateurs augmentant sur un rythme effréné, le temps de calcul est de moins en moins important. Des améliorations des étangs de sédimentation sont également à envisager. Des procédés d'enlèvement du phosphore des eaux employant des scories d'aciéries sont au compte des pistes explorées (Abderraja, 2009).

BIBLIOGRAPHIE

Abderraja A., Z. (2009). Développement d'un lit de scories d'aciéries pour la déphosphatation des eaux usées. Mémoire du diplôme de maîtrise ÈS Sciences Appliquées. DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GEOLOGIQUE ET DES MINES. ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL.

Adamsson Å, Stovin VR, Saul AJ. (2003). Bed shear stress boundary condition for storage tank sedimentation. *J Environ Eng*;129(7):651–658.

Alabaster, J.S. and Lloyd, R. (1982). *Water Quality Criteria for Freshwater Fish* 2nd edition. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Butterworths, Cambridge, 361 pp.

Ansys, (2010). Ansys Meshing User's Guide.

Ansys, (2009). *Fluent* Theory Guide.

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.

Bergheim, A., Sanni, S., Indrevik, G., 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.

Boaventura, R., Pedro, A.M., Coimbra, J., Lencastre, E. (1997). Trout farm effluents: Characterization and impact on the receiving streams. *Environmental Pollution*, Volume 95, Issue 3. 379–387.

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., Schröder, H.G., Rösch, R., (2005). A high-resolution technique to size suspended solids in flow-through fish farms. *Aquacultural Engineering* 32, 97–109.

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.).

Champagne, R. (2010). Projet d'essais de sédimentation. Document de transfert de technologie n°2010.1. SORDAC.

- Cho, C.Y., 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.
- 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.
- Dufresne, M., Vasquez, J., Terfous, A., Ghenaim, A., Poulet, J.-B. (2009). Experimental investigation and CFD modelling of flow, sedimentation, and solids separation in a combined sewer detention tank. *Computers & Fluids* 38, 1042-1049.
- Foy, R.H., Rosell, R., (1991). Fractionation of phosphorus and nitrogen loadings from a Northern Ireland fish farm. *Aquaculture* 96 (1), 31–42.
- Garcia-Ruiz, R., 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.
- Gowen, R.J., Rosenthal, H., Mikinen, T., Ezzi, I., (1990). Environmental impacts of aquaculture activities. In: de Pauw, N., Billard, R. (Eds.), *Aquaculture Europe'89—Business Joins Science*. European Aquaculture Society, Spec. Publ. No. 12, Bredene, Belgium, 257–283.
- Graf H, Altinakar MS. (2000). *Hydraulique fluviale: écoulement et phénomènes de transport dans les canaux à géométrie simple*. Lausanne: Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. 627 pages.
- Grandjean, B., (2006). *Traitement des eaux usées industrielles*, GCH 20273. Département de génie chimique, Université Laval. Québec.
- Koko, G. K.D., Sarker, P. K., Proulx, É. and Vandenberg, G. W. (2010). Effects of alternating feeding regimes with varying dietary phosphorus levels on growth, mineralization, phosphorus retention and loading of large rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquatic Living Resources*, Vol 23, Issue 03. 277-284.
- 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.
- Lareau L, R. Champagne, G. Ouellet, E. Gilbert et G. Vandenberg. (2004). Rapport sur les missions d'évaluation de la technologie danoise pour l'élevage en eau douce des salmonidés. Document de veille technologique No 2004.2. SORDAC, Québec.
- Lauder, B. E. Spalding, D. B. (1972). *Lectures in Mathematical Models of Turbulence*. Academic Press, London, England.
- Lefrançois, P. (2009). Système de captage des matières décantables dans un étang piscicole. Mémoire du diplôme de maîtrise ÈS Sciences Appliquées. DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GEOLOGIQUE ET DES MINES. ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL.

Lefrançois, P., Puigagut, J., Chazarenc, F., Comeau, Y. (2010). Minimizing phosphorus discharge from aquaculture earth ponds by a novel sediment retention system. *Aquacultural Engineering* 43, 94–100.

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. (2010). Nouveau concept d'étang d'élevage avec réutilisation de l'eau et enlèvement régulier des boues. Document de transfert de technologie n°2010.3. SORDAC.

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). Production piscicole au Québec. *Document d'information DADD-02*. Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation. 9 p. <http://www.mapaq.gouv.qc.ca/Fr/Peche>

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.

Pfeiffer, T.J., Osborn, A., Davis, 2008. Particle sieve analysis for determining solids removal efficiency of water treatment components in a recirculating aquaculture system. *Aquacultural Engineering*, Vol.39, Issue 1, Pages 24-29

Quadrio M, Luchini P. (2003). Integral space-time scales in turbulent wall flows. *Phys Fluids*;15(8):2219–2227.

Sanchez, Carlos. (2008). Flux de phosphore et collecte des boues d'une pisciculture de moyenne taille. Mémoire du diplôme de maîtrise ÈS Sciences Appliquées. DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GEOLOGIQUE ET DES MINES. ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL.

Sauvé, S., Donisa, C., Roy, A.G., Courchesne, F., Boyer, C., Turmel, M.-C., 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]. Université de Montréal, Québec.

Sharpley, A.N., Daniel, T., Sims, T., Lemunyon, J., Stevens, R., Parry, R. (2003). *Agricultural Phosphorus and Eutrophication*. Second Edition. United States Department of Agriculture, Agriculture Research Service, ARS-149. 38 pages.

Sindilariu, P.-D., Brinker, A., Reiter, R. 2009. Waste and particle management in a commercial, partially recirculating troutfarm. *Aquacultural Engineering*, Vol. 41, Issue 2, Pages 127-135.

Stovin VR, Saul AJ. (1998). A computational fluid dynamics (CFD) particle tracking approach to efficiency prediction. *Water Sci Technol* 37(1):285–293.

Timmons, B.M., Ebeling, J.M. (2010). Chapter 5 Solids Capture. *Recirculating Aquaculture* 2nd Edition. NRAC Publication No. 401-2010, Cayuga Aqua Ventures, 177-243.

True, B., Johnson, W., Chen, S. (2004). Reducing phosphorous discharge from flow-through aquaculture I: facility and effluent characterization. *Aquacultural Engineering*, Vol. 32, Issue 1. 129-144.

Veerapen, J. P., Lowry, B. J., Couturier, M. F. (2005). Design methodology for the swirl separator. *Aquacultural Engineering*, Vol. 33, Issue 1. 21-45.

Wong, K.B., Piedrahita, R.H. (2000). Settling velocity characterization of aquacultural solids. *Aquacultural Engineering*, Vol. 21. 233–246.

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

Yoo, K.K., M.P. Masser et B.A. Hawcroft. (1995). An In-pond raceway system incorporating removal of fish wastes. *Aquaculture Engineering*, Vol. 14. 175- 187.

ANNEXES

ANNEXE 1 - Bassin Gilbert de première génération



Figure A1-1: Vue d'ensemble du bassin Gilbert de première génération en opération. Vue à partir de la section amont. - Adapté de (Marcotte, 2010)

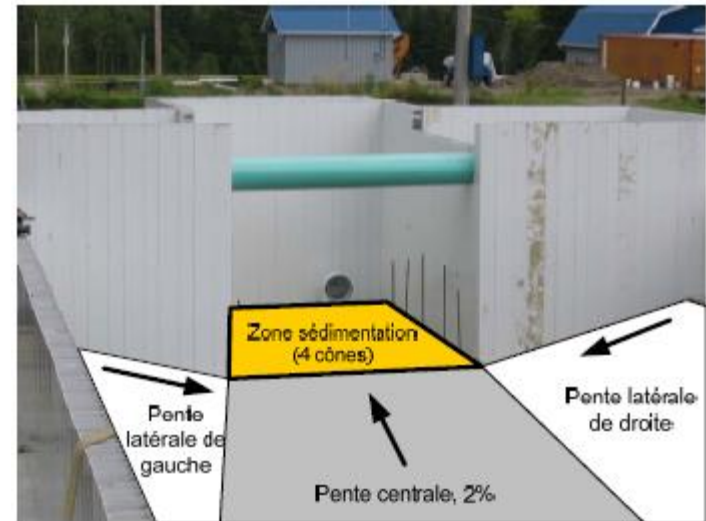


Figure A1-2: Illustration des pentes aménagées au fond de la zone d'élévation - Adapté de (Marcotte, 2010)

ANNEXE 1 - Bassin Gilbert de première génération (suite)

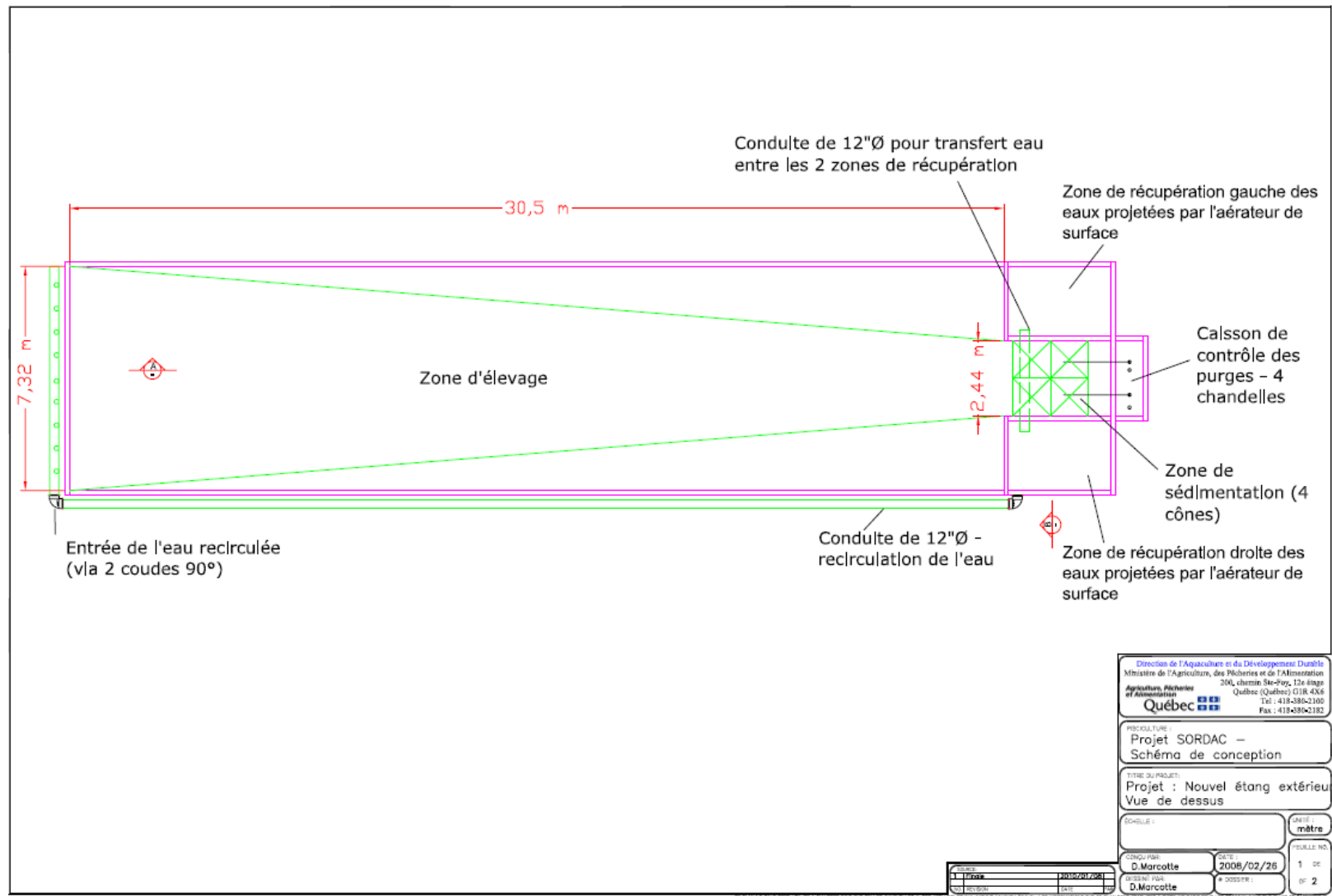


Figure A1-3: Schéma de conception, vue en plan; - Adapté de (Marcotte, 2010)

ANNEXE 1 - Bassin Gilbert de première génération (suite)

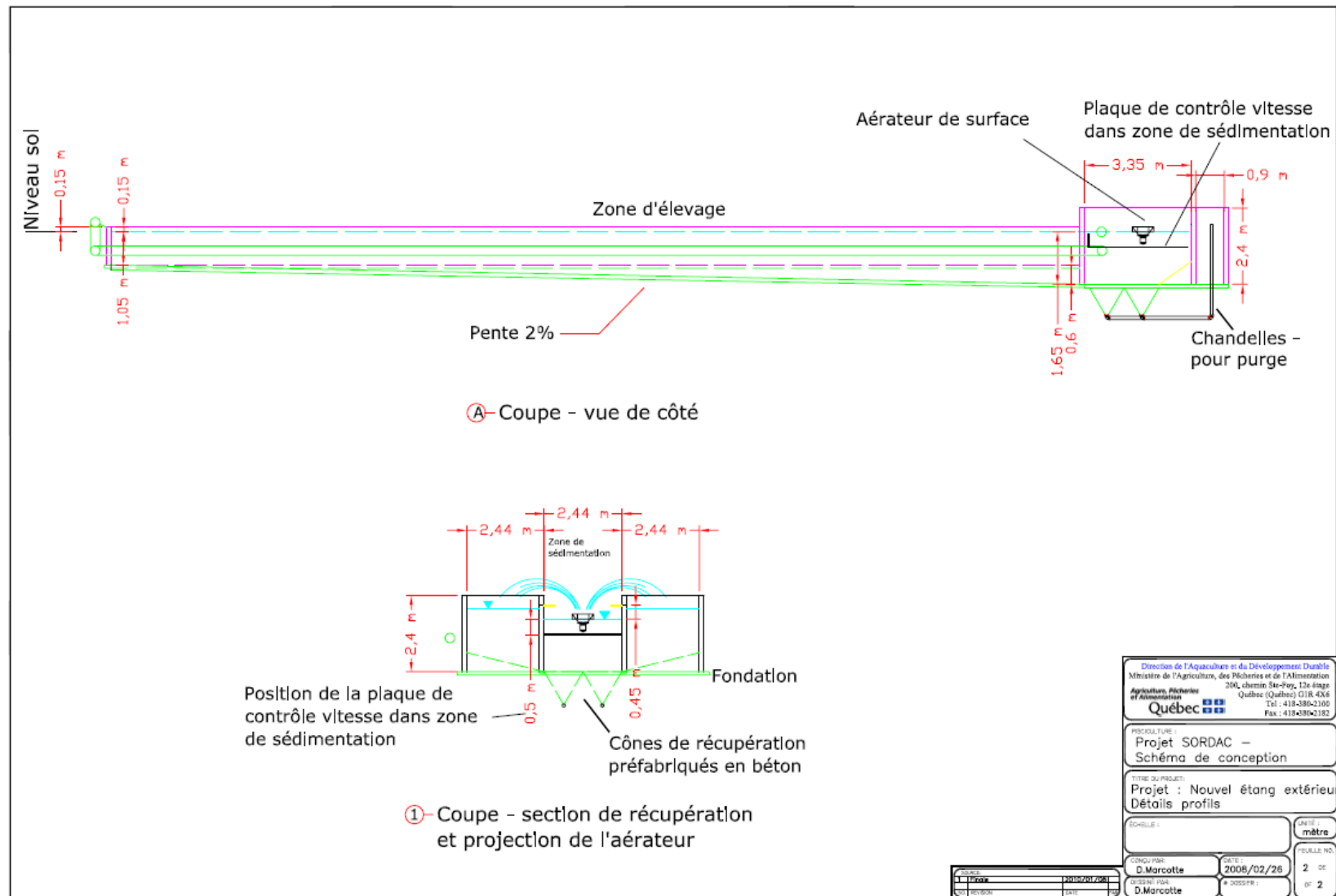


Figure A1-4: Schéma de conception, vue en coupe; - Adapté de (Marcotte, 2010)

ANNEXE 2 - Densité des fèces de truite arc-en-ciel

Tableau A2.1: Données et Résultats sur les fèces de truite arc-en-ciel nourris avec les moulée Corey Optimum et Martin Classique

Contenant	Moulée	m_{cont} g ± 0.0001	$m_{cont+tot}$ g ± 0.0001	m_{tot} g ± 0.0002	$m_{cont+sec}$ g ± 0.0001	$m_{cont_rés}$ g ± 0.0001	m_{sec} g ± 0.0002	m_{eau} g ± 0.0004	V_{eau} mL ± 0.1	V_{tot} mL ± 0.1	V_{sec} mL ± 0.2	ρ_{sec} g/cm ³	ρ_{sec} g/cm ³
501	Corey Optimum	41,2734	68,8231	27,55	43,1577	41,4406	1,7171	25,6654	10,0	11,5	1,5	1,14	1.07
401		41,7020	66,1883	24,486	43,2686	42,2596	1,009	22,9197	10,0	11,0	1,0	1,01	
14		41,7024	62,6729	20,971	43,0819	42,235	0,8469	19,591	10,0	10,8	0,8	1,06	
77	Martin Classique	41,7151	62,9180	21,203	43,0334	42,3983	0,6351	19,8846	10,5	11,1	0,6	1,06	1.02
40		44,9708	60,2409	15,27	45,9427	45,5276	0,4151	14,2982	10,0	10,4	0,4	1,04	
0		43,4446	60,7857	17,341	44,7412	44,1554	0,5858	16,0445	10,1	10,7	0,6	0,98	

masse moyenne des poissons (g)	225
taille moyenne des poissons (cm)	25

ANNEXE 3 – Première vague de simulations

Essai	Bassin	Pente du fond de la zone d'élevage	Défecteur	V_{in}	Nbre de "fresh - flows"	Q_{amont}	Q_{aval}	Efficacité de récupération du P (η) (%)				η_{totale} (Bilan 1)	η_{totale} (Bilan 2)	η_{totale} (Bilan 3)
		(%)	(m)	(m/s)		(%)	(%)	750 μ m	130 μ m	60 μ m	35 μ m	(%)		(%)
Efficacités obtenues sur le terrain de la Pisciculture <i>Gilbert inc.</i> suite à 2 campagnes de mesures (Marcotte, 2010)														
0	Terrain_2010 (4 cônes)	2	-	-	-			-	-	-	-	30		
00	Terrain_A2010 (4 cônes)	2	-	0,2*	2			-	-	-	-	46±9		
*mesuré														
Concept 1 - Concept modélisé se basant sur le concept en place à la pisciculture <i>Gilbert inc.</i> (concept de Marcotte, 2010).														
1	Actuel (4 cônes)	2	-	0,2	2	50	50	79,3	60,9	6,5	0	38,0	41,6	29,3
2	Actuel (4 cônes)	2	-	0,2	2	30	70	81,9	73,4	5,6	0	39,9	44,1	31,2
3**	Actuel (4 cônes)	2	-	0,2	2	70	30	73,1	41,9	9,4	1,2	34,5	37,4	26,1
4	Actuel (4 cônes)	2	-	0,1	1	50	50	64,6	60,0	19,6	0	32,7	36,9	26,4
**considéré comme la meilleure représentation de la condition sur le terrain														
Concept 2 - Nouveau concept modélisé avec 3 cônes latéraux de 2 m x 2 m														
5	Fond plat (3 cônes)	-	-	0,2	2	50	50	53,4	27,0	0	0	24,3	25,7	17,8
6	Fond plat (3 cônes)	-	-	0,1	1	50	50	2,0	59,4	0	0	5,0	8,1	6,8
7	Fond plat (3 cônes)	-	-	0,4	4	50	50	95,5	0	0	0	40,1	40,1	26,7
Concept 3 - Nouveau concept modélisé avec 3 cônes latéraux de 2 m x 2 m et une pente de 2.5% vers la sortie (Concept élaboré par Marcotte et Gilbert)														
8	3 cônes	2,5	-	0,2	2	50	50	93,7	27,2	0	0	41,3	42,7	29,1
9	3 cônes	2,5	-	0,2	2	70	30	72,5	26,6	0	0	32,3	33,7	23,1
10	3 cônes	2,5	-	0,2	2	30	70	95,5	15,4	0	0	41,2	42,0	28,4
Concept 4 - Concept 3 modélisé avec l'ajout d'un déflecteur de 0.3 m sous le tuyau de recirculation amont														
11	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,2	2	50	50	100,0	25,5	0	0	43,8	45,1	30,7
12	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,2	2	30	70	96,6	13,7	0	0	41,5	42,3	28,5
13	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,2	2	70	30	95	23,1	0	0	41,5	42,7	29,0
14	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,4	4	50	50	99,1	0	0	0	41,6	41,6	27,7

ANNEXE 3 – Première vague de simulations (suite)

15	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,4	4	30	70	97,4	0	0	0	40,9	40,9	27,3
16	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,1	1	30	70	83,1	69,5	0	0	39,8	43,4	30,6
17	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,05	1/2	50	50	58	91,6	8,8	0	31,4	36,7	26,8
18	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,05	1/2	30	70	46,7	98,1	6,8	0	27,0	32,5	24,1
19	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,05	1/2	70	30	45,4	86,8	17,8	0	26,4	31,9	23,7

Concept 5 - Concept 4 mais avec un déflecteur de 0.6 m plutôt que 0.3 sous le tuyau de recirculation amont

20	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,2	2	50	50	95,8	25,0	0	0	42,0	43,3	29,4
21	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,2	2	30	70	99,5	14,9	0	0	42,8	43,6	29,4
22	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,2	2	70	30	89,7	24,1	0	0	39,4	40,6	27,6
23	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,1	1	50	50	78,6	65,0	0	0	37,6	41,0	28,8
24	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,1	1	30	70	81,2	70,2	0	0	39,0	42,7	30,1
25	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,1	1	70	30	64,4	60,7	0	0	31,3	34,5	24,4
26	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,2	2	100	0	93,2	18,7	0	0	40,5	41,4	28,1
27	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,2	2	0	100	100,0	11,8	0	0	42,8	43,4	29,2
28	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,1	1	0	100	78,2	71,6	0	0	37,9	41,6	29,4
29	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,1	1	100	0	67,5	55,1	0	0	32,2	35,1	24,7
30	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,05	1/2	100	0	50,1	82,2	14,5	0	27,8	32,9	24,2
31	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,05	1/2	0	100	50,0	100,0	0,001	0	28,0	33,3	24,5

Concept 6 - Concept 4 avec l'ajout de 3 cônes (Zone de sédimentation de 6.1 m x 4 m)

32	6 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,2	2	50	50	79,4	39,5	0	0	36,1	38,2	26,4
33	6 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,1	1	50	50	56,0	84,5	0	0	29,4	33,9	24,6
34	6 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,05	1/2	50	50	34,1	100,0	0	0	21,3	26,6	20,0

ANNEXE 3 – Première vague de simulations (suite)

Essai	Bassin	Pente	Défecteur	V_{in}	Nbre de "fresh-flows"	Q_{amont}	Q_{aval}	Efficacité de récupération du P (η) (%)				η_{totale} (Bilan 1)	η_{totale} (Bilan 2)	η_{totale} (Bilan 3)
		(%)	(m)	(m/s)		(%)	(%)	750 um	130 um	60 um	35 um	(%)		(%)
Efficacités obtenues sur le terrain de la Pisciculture <i>Gilbert inc.</i> suite à 2 campagnes de mesures (Marcotte, 2010)														
0	Terrain_2010 (4 cônes)	2	-	-	-			-	-	-	-	30		
00	Terrain_A2010 (4 cônes)	2	-	0,2*	2			-	-	-	-	46±9		
*mesuré														
Concept 1 - Concept modélisé se basant sur le concept en place à la pisciculture <i>Gilbert inc.</i> (concept de Marcotte, 2010)														
3**	Actuel (4 cônes)	2	-	0,2	2	70	30	100,0	41,9	9,4	1,2	45,8	48,3	33,6
**correspond à la condition sur le terrain														
Concept 3 - Nouveau concept avec 3 cônes latéraux de 2 m x 2 m et une pente de 2.5% vers la sortie (Concept élaboré par Marcotte et Gilbert)														
8	3 cônes	2,5	-	0,2	2	50	50	100,0	27,2	0	0	43,9	45,3	30,9
9	3 cônes	2,5	-	0,2	2	70	30	100,0	26,6	0	0	43,9	45,3	30,8
Concept 4 - Concept 3 avec l'ajout d'un déflecteur de 0.3 m sous le tuyau de recirculation amont														
11	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,2	2	50	50	100,0	25,5	0	0	43,8	45,1	30,7
16	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,1	1	30	70	100,0	69,5	0	0	46,9	50,5	35,3
17	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,05	1/2	50	50	100,0	91,6	8,8	0	49,0	54,3	38,5
18	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,05	1/2	30	70	100,0	98,1	6,8	0	49,3	54,9	39,0
19	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,05	1/2	70	30	100,0	86,8	17,8	0	49,3	54,8	39,0
Concept 5 - Concept 4, mais avec un déflecteur de 0.6 m plutôt que 0.3 sous le tuyau de recirculation amont														
24	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,1	1	30	70	100	70,2	0	0	46,9	50,6	35,4
25	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,1	1	70	30	100,0	60,7	0	0	46,2	49,4	34,4
28	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,1	1	0	100	100,0	71,6	0	0	47,0	50,8	35,5
29	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,1	1	100	0	100,0	55,1	0	0	45,9	48,7	33,8
30	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,05	1/2	100	0	100,0	82,2	14,5	0	48,8	53,8	38,2
31	3 cônes + déflecteur (0,6 m)	2,5	0,6	0,05	1/2	0	100	100,0	100,0	0,001	0	49,0	54,3	38,5

ANNEXE 3 – Première vague de simulations (suite)

Concept 6 - Concept 4 avec l'ajout de 3 cônes (Zone de sédimentation de 6.1 m x 4 m)

32	6 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,2	2	50	50	100,0	39,5	0	0	44,8	46,8	32,1
33	6 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,1	1	50	50	100,0	84,5	0	0	47,9	52,4	36,9
34	6 cônes + déflecteur (0,3 m)	2,5	0,3	0,05	1/2	50	50	100,0	100,0	0	0	49,0	54,3	38,5

Concept 4a - Concept 3 avec l'ajout d'un déflecteur de 0.3 m sous le tuyau de recirculation amont et une pente de 1.85% vers la sortie

11	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	1,85	0,3	0,2	2	50	50	100,0	7,2	0	0	42,5	42,9	28,8
16	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	1,85	0,3	0,1	1	30	70	100,0	69,5	0	0	46,9	50,5	35,3
17	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	1,85	0,3	0,05	1/2	50	50	100,0	85,0	0.5	0	48,0	52,5	37,0
18	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	1,85	0,3	0,05	1/2	30	70	100,0	91,6	0	0	48,4	53,2	37,6
19	3 cônes + déflecteur (0,3 m)	1,85	0,3	0,05	1/2	70	30	100,0	80,3	2,9	0	47,8	52,2	36,7

ANNEXE 4 – Bassin Gilbert de seconde génération

Noter que 2 bassins d'élevage sont montrés sur les photos suivantes.



Figure A4-1: Entrée d'eau assurée par 2 "fresh-flows"



Figure A4-2: Vue de la zone d'élevage

ANNEXE 4 - Bassin Gilbert de seconde génération (suite)

Figure A4-3: Vue d'ensemble du bassin d'élevage depuis l'aval



Figure A4-4: Vue des cônes de sédimentation avant le remplissage

ANNEXE 4 - Bassin Gilbert de seconde génération (suite)

Tableau A4.1: Mesures d'efficacité sur le bassin Gilbert de seconde génération (suite)

Données entre la présente purge et la purge précédente

Fréquence des purges, intervalle entre les purges	jr	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Nombre purge considéré dans calculs	nb	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Moulée distribuée	kg	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	12,5	10	10
Type de moulée	Marque	<i>Corey</i>	<i>Corey</i>	<i>Corey</i>	<i>Corey</i>	<i>Corey</i>	<i>Corey</i>	<i>Corey</i>	<i>Corey</i>	<i>Corey</i>	<i>Corey</i>
	Détails	Calente	Calente	Calente	Flottante	Flottante	Flottante	Flottante	Flottante	Flottante	Flottante
	Détails	<i>Optimum</i>	<i>Optimum</i>	<i>Optimum</i>	<i>Vigor</i>	<i>Vigor</i>	<i>Vigor</i>	<i>Vigor</i>	<i>Vigor</i>	<i>Vigor</i>	<i>Vigor</i>
% P	%	1,30	1,30	1,30	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Taux de conversion	valeur	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05	1,05
	estimé ou mesuré	estimé	estimé	estimé	estimé	estimé	estimé	estimé	estimé	estimé	estimé
Volume de boue récupéré	litres	900	900	900	900	900	900	900	900	900	900
Débit eau neuve (entrée où les "fresh-flows")	m³/h	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2	7,2
Débit de recirculation via "fresh-flow"	m³/h	180	180	180	180	180	180	180	180	180	180
Ajout débit dans zone élevage (aérateur ajouté en aval de la zone élevage = débit sup dans la zone élevage)	m³/h	0	0	0	0	0	0	90	90	90	90
Débit total dans la zone d'élevage	m³/h	187,2	187,2	187,2	187,2	187,2	187,2	277,2	277,2	277,2	277,2
Proportion débit en amont des cônes (dans goulotte)	m³/h	93,6	93,6	93,6	93,6	93,6	93,6	138,6	138,6	138,6	138,6
Proportion débit en aval des cônes (après murêt)	m³/h	93,6	93,6	93,6	93,6	93,6	93,6	138,6	138,6	138,6	138,6
charge superficielle au- dessus des cône	m³/h/m²	7,67	7,67	7,67	7,67	7,67	7,67	11,36	11,36	11,36	11,36

ANNEXE 4 - Bassin Gilbert de seconde génération (suite)

Tableau A4.1: Mesures d'efficacité sur le bassin Gilbert de seconde génération (suite)

Échantillonnage

Mesure			ponctuelle	ponctuelle	ponctuelle	ponctuelle	ponctuelle	ponctuelle	ponctuelle	ponctuelle	ponctuelle	ponctuelle
boue récupérée par la purge des cônes	Ptotal	mg/l	29	22	21	24	23	27	32	32	37	16
	MT	mg/l	2000	1100	1200	1400	1400	1500	2000	2000	1900	1400
	MVT	mg/l						950				670
	% MVT		0%	0%	0%	0%	0%	63%	0%	0%	0%	48%

Calcul bilan - entre la purge précédente et la présente purge

Rejet théorique des poisson	Ptotal	kg	0,11	0,11	0,11	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08	0,06	0,06
	MT	kg	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,0	2,0
Charge dans l'eau neuve	Ptotal	kg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MT	kg	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Charge dans le trop plein	Ptotal	kg	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MT	kg	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Récupération dans les boues	Ptotal	kg	0,026	0,020	0,019	0,022	0,021	0,024	0,029	0,029	0,033	0,014
	MT	kg	1,8	0,99	1,08	1,26	1,26	1,35	1,8	1,8	1,71	1,26
	MVT	kg	0	0	0	0	0	0,855	0	0	0	0,603

% de récupération dans les boues	Ptotal	résultats	22,7%	17,2%	16,5%	27,9%	26,8%	31,4%	37,2%	37,2%	53,8%	23,3%
	Ptotal	moyenne du groupe similaire	18,8%			28,7%			37,9%			
	MT	résultats	72,0%	39,6%	43,2%	50,4%	50,4%	54,0%	72,0%	72,0%	85,5%	63,0%
	MT	moyenne du groupe similaire	51,6%			51,6%			73,1%			

ANNEXE 5 - Seconde vague de simulations

	Description	Efficacité de récupération du P (η) (%)										Efficacité de récupération totale (η)
		750 μm	500 μm	400 μm	300 μm	250 μm	200 μm	130 μm	105 μm	60 μm	35 μm	(%)
Simulations via <i>Fluent</i>	4 cônes, pente centrale de 2% et pentes latérales, Débit entrant: 2 "fresh-flows", Répartition 50-50%	75,8	80,6	79,4	63,4	62,1	60,4	57,1	49,1	1,9	0	39,7
	3 cônes, pente de 1,85%, déflecteur de 0,3 m, Débit entrant: 3 "fresh-flows", Répartition 50-50%	93,2	100	97,2	79,1	65,2	45,1	0	0	0	0	36,2
	3 cônes, pente de 1,85%, déflecteur de 0,3 m, Débit entrant: 2 "fresh-flows", Répartition 50-50%	67,7	100	95,2	94,1	81,6	63,1	7,2	0	0	0	36,5
	3 cônes, pente de 2,5%, déflecteur de 0,3 m, Débit entrant: 1 "fresh-flows", Répartition 50-50%	72,5	96,1	99,5	100	100	91,6	57,2	30,0	0	0	46,4
	3 cônes, pente de 2,5%, déflecteur de 0,3 m, Débit entrant: 2 "fresh-flows", Répartition 50-50%	100	100	98,1	94,6	82,7	63,8	7,9	0	0	0	40,8
	3 cônes, pente de 2,5%, déflecteur de 0,3 m, Débit entrant: 3 "fresh-flows", Répartition 50-50%	100	100	97,6	79,8	65,4	40,9	0	0	0	0	36,8

ANNEXE 6 - Détermination du phosphore total dans les eaux usées

<p>Digestion type kjeldahl</p> <p>Pour faire la détermination du phosphore total, nous la méthode de digestion préconisée dans Std Methods pour la détermination de l'azote Kjeldahl avec quelques modifications est utilisée.</p> <p>Réactifs</p> <p style="text-align: center;"><u>1. Solution de sulfate mercurique</u></p> <p>Dans un volumétrique de 100mL, ajouter 40mL d'eau, 10mL d'acide sulfurique conc. et 8g d'oxyde mercurique rouge (HgO). Dissoudre, refroidir et compléter.</p> <p style="text-align: center;"><u>2. Solution de digestion</u></p> <p>Dans un volumétrique de 1L mettre environ 700mL d'eau, puis ajouter doucement 200mL de H₂SO₄ concentré. Ajouter ensuite 133g de sulfate de potassium (K₂SO₄) et 25mL de la solution de sulfate mercurique préparée précédemment. Laisser refroidir et compléter jusqu'au trait de jauge.</p> <p style="text-align: center;"><u>NaOH/NaCl</u></p> <p style="text-align: center;">1. (Pour l'analyse manuelle seulement)</p> <p>Dans un volumétrique de 1L dissoudre 160g de NaCl et 160g de NaOH dans environs 700mL d'eau; après dissolution et refroidissement, compléter au trait.</p> <p style="text-align: center;">2. (Pour l'analyse avec l'analyseur automatique)</p> <p>Dans un volumétrique de 1L dissoudre 160g de NaCl et 20g de NaOH dans environs 700mL d'eau; après refroidissement et dissolution compléter au trait.</p>	<p>Digestion et préparation</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Dans un tube à digestion pouvant supporter de hautes températures nous plaçons 20 ml d'échantillon avec 5 ml de réactif à digestion (Kjeldahl) et quelques granules de Teflon. (1) 2. On place le ou les tubes dans le bloc à digestion et on chauffe à 160°C (POSITION ~2) pour 1.5h, puis à 370°C (POSITION 8) pour 2.5h additionnelles. 3. Après digestion, retirer du bloc et laisser refroidir sous hotte (vapeurs toxiques!). Fermer le bloc et placer le sélecteur à la position 2. 4. Deux possibilités à partir d'ici, selon la méthode utilisée (manuelle ou automatique). 5. <u>Pour l'analyseur automatique</u>, ajouter 20ml d'eau déminéralisée et mélanger vigoureusement à l'aide d'un vortexeur, puis traiter selon la méthode habituelle, fin. 6. <u>Pour l'analyse manuelle</u> ajouter 2 à 3 gouttes d'indicateur phénolphtaléine au digestat refroidi, puis environs 10 mL d'eau distillée et mélanger vigoureusement à l'aide d'un vortexeur. 7. Transvaser dans un erlenmeyer de 125 mL; rincer le tube avec quelques (~10mL) d'eau distillée et ajouter cette eau de rinçage au contenu de l'erlenmeyer. 8. Neutraliser le contenu de l'erlenmeyer jusqu'à coloration rose de l'indicateur en ajoutant goutte à gouttes une solution de NaOH 4N contenant 160g/l de NaCl (environs 10 mL seront nécessaires). 9. Décharger ensuite la faible coloration rose avec quelques gouttes de H₂SO₄ 1N. 10. Transvaser dans un cylindre gradué de 50 mL et compléter à 50 mL avec de l'eau distillée. 11. Retourner à l'erlenmeyer et bien mélanger.
---	---

ANNEXE 6 - Détermination du phosphore total dans les eaux usées (suite)

Développement de la couleur

Dépendant de la méthode que vous utilisez présentement pour déterminer o-PO_4 ,

Traiter le volume requis d'échantillon digéré et neutralisé précédemment dans les conditions d'analyse de votre méthode habituelle; évidemment les standards utilisés pour la courbe d'étalonnage auront tous passé les mêmes étapes!

Denis Bouchard tech.

Septembre 2007-09-17

(1). Lorsque l'échantillon est très chargé en matières il est préférable de prendre des volumes plus petits afin d'éviter une surchauffe et un débordement qui occasionnera une perte et/ ou une pyrolyse de l'échantillon

Comme la courbe est faite avec des échantillons de 20 mL, l'utilisation de volumes plus petits entraînera l'introduction d'un facteur de dilution lors du calcul final.

e.g. 5ml utilisés, résultat final X4. si 1 ml , résultat final X 20