UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

MODÉLISATION HYBRIDE DU PROCÉDÉ DE BOUES ACTIVÉES DANS L'INDUSTRIE DES PÂTES ET PAPIERS : ÉTUDE ET PRÉDICTION DU FOISONNEMENT FILAMENTEUX

JEAN-MARTIN BRAULT

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

THÈSE PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION

DU DIPLÔME DE PHILOSOPHIÆ DOCTOR (Ph.D.)

(GÉNIE CHIMIQUE)

DÉCEMBRE 2009

© Jean-Martin Brault, 2009.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Cette thèse intitulée:

MODÉLISATION HYBRIDE DU PROCÉDÉ DE BOUES ACTIVÉES DANS L'INDUSTRIE DES PÂTES ET PAPIERS : ÉTUDE ET PRÉDICTION DU FOISONNEMENT FILAMENTEUX

présentée par : BRAULT Jean-Martin

en vue de l'obtention du diplôme de : Philosophiæ doctor

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

M. SAVADOGO Oumarou, D. d'État., président

M. STUART Paul, Ph. D., membre et directeur de recherche

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

M. PERRIER Michel, Ph. D., membre et codirecteur de recherche

M. GENDRON Bernard, Ph. D., membre

M. VANROLLEGHEM Peter, Ph. D., membre

DÉDICACE

The best song will never get sung, the best life never leaves your lungs. So good, you won't ever know. I never hear it on the radio.

Jeff Tweedy

REMERCIEMENTS

Je tiens d'abord à remercier Paul, mon directeur de recherche, qui est l'instigateur et le catalyseur de ce projet, grâce aux bonnes discussions autant académiques, professionnelles que personnelles que nous avons eues. J'ai réellement apprécié la complicité que nous avons su développer au cours de ces années et le fait que tu m'aies offert autant d'opportunités de diversifier mes compétences. Je te remercie également de m'avoir fait confiance tout au long de ces années, dans tous les projets que nous avons conjointement menés à bien, même si tu avais peut-être hésité en me voyant abuser du concept de mobilité étudiante au Mexique, au début de mes études! Merci et, comme tu le dis si bien, *best regards*!

Merci également à Yves et Michel, mes deux co-directeurs, pour votre disponibilité et vos conseils d'experts. Vos conseils, en ce qui a trait à mes travaux de recherche, bien sûr, mais aussi par rapport à des sujets aussi divers que comment affronter les intempéries en vélo (Yves) ou encore comment se sortir d'une situation insensée impliquant une bouteille de vin grec pas buvable, un soldat russe qui ne déteste pas le vin grec pas buvable et une facture à payer dans la plus grande discrétion (Michel).

Merci à Peter pour tes conseils et pour le temps que tu as aimablement pris à scruter mes travaux à la loupe. Ce fut très apprécié. Merci également à Richard pour tes conseils et nos conversations qui, même si elles commençaient par des débats sérieux sur les réseaux de neurones, déviaient immanquablement vers des débats, tout aussi sérieux, sur le soccer.

Merci à Agnès pour ton aide et ton aide encore. En fait, je ne suis pas certain qu'il soit possible de faire un doctorat sans ton support et ta patience! J'ai bien apprécié également ton sens de l'humour, particulièrement dans mes derniers milles, quand tu m'as fait réaliser que *bord'lan mè pas loin*.

Merci à tous ceux qui m'ont accueilli, aidé et guidé pendant mon stage à l'usine de Clermont, particulièrement Roger, Claude et Sylvain. J'ai appris énormément à vous côtoyer. *Toute qu'une expérience*. Merci également à Pat de LuminUltra Technologies d'avoir accepté d'embarquer spontanément dans ce projet dès le début. Merci donc pour le support technique, mais aussi pour les bonnes discussions. Merci aussi à Denis pour ta bonne humeur et ton aide avec les analyses.

Merci à tous mes collègues et amis de la Chaire, les « vieux » comme les « jeunes », pour votre compagnie et votre amitié. Un des mes anciens colocs a déjà dit au moment de commencer son doctorat qu'il ne s'agissait plus maintenant de se faire des amis, mais plutôt de se trouver des collègues. Heureusement que l'absurdité de cette pensée n'a pas réussi à me contaminer et que je n'y ai pas trouvé que des collègues! Ça aurait été d'un ennui, aussi ennuyeux qu'une blague sans sarcasme ou qu'une histoire sans exagération.

Merci à ma famille et à mes amis « de l'extérieur » qui m'ont supporté tout au long de ce projet, souvent sans même le savoir. Vous êtes clairement tous à la source de ma bonne humeur et de ma santé. (Le doctorat, par contre, semble avoir été à la source de la timidité croissante avec laquelle mes cheveux repoussaient année après année, même si, me direz-vous, c'était le sort auquel j'étais probablement destiné, doctorat ou pas.) Finalement, merci à ces mêmes amis d'avoir indirectement financé, par leurs taxes, mes voyages dans les Amériques.

Je termine avec deux citations qui me fascinent par la justesse avec laquelle elles peuvent représenter les gammes d'émotions et d'états d'esprits que le doctorat m'a fait traverser :

Check that expiration date, man, it's later than you think.
Stephen Malkmus

Cuando creíamos que teníamos todas las respuestas, de pronto, cambiaron todas las preguntas.
Mario Benedetti

RÉSUMÉ

Depuis plusieurs années, l'industrie des pâtes et papiers canadienne fait face à plusieurs défis. L'augmentation des coûts reliés à l'énergie et l'affaiblissement des marchés d'exportation relié à la force du dollar canadien sont des exemples de facteurs qui ont contribué à freiner la performance de l'industrie de façon considérable. Cette situation l'a forcée à considérer l'efficacité et l'innovation en termes d'opération et d'équipement et ainsi à identifier des opportunités de réduire les coûts d'exploitation.

Le traitement des eaux usées par le procédé de boues activées est largement implanté dans l'industrie des pâtes et papiers. Il peut cependant s'avérer difficile à opérer, particulièrement lors d'évènements de foisonnement. Le phénomène appelé foisonnement est le plus souvent causé par une surcroissance de bactéries filamenteuses, et les usines traitant les effluents de fabrication de pâtes et papiers semblent être particulièrement sujettes à ces problèmes. Par conséquent, les boues activées décantent lentement et ne s'épaississent pas de façon adéquate, menant parfois au débordement de boues à l'effluent. Si les causes et les sources du problème ne sont pas identifiées à l'avance, le phénomène de foisonnement filamenteux requiert l'utilisation de mesures correctives coûteuses pour éviter de compromettre l'efficacité du traitement et continuer à respecter les normes de rejet. De plus, l'utilisation de ces méthodes réactives plutôt que proactives ne cible pas les causes spécifiques des problèmes et n'en supprime les effets que temporairement. La DBO et les MES à l'effluent d'usines canadiennes étant généralement bien en-dessous des normes établies, la question opérationnelle clé n'est donc pas d'améliorer l'efficacité du traitement, mais bien d'éviter les perturbations de procédé. L'importance de prédire l'occurrence du foisonnement filamenteux à son début et d'identifier les facteurs contribuant à de telles poussées vers des états non désirables est donc importante pour assurer la performance du procédé de boues activées.

L'objectif principal de la thèse était de développer une approche systématique pour la prédiction, le diagnostic et la réduction de problèmes de foisonnement filamenteux dans l'industrie des pâtes et papiers. Pour prédire les problèmes de foisonnement filamenteux avant que son momentum soit inarrêtable ou avant que l'utilisation de produits chimiques soit impérative, il est important de développer des procédures utilisant sur des données que des opérateurs peuvent facilement suivre et incorporer dans leur routine décisionnelle. Les objectifs spécifiques sous-jacents à cet

objectif général étaient (1) de vérifier le potentiel de mesures émergentes à prédire les problèmes de foisonnement filamenteux normalement surveillés à l'aide d'indices de volume des boues, (2) d'obtenir un signal d'alerte identifiant le début d'un problème de foisonnement filamenteux et (3) d'identifier les facteurs contribuant au foisonnement filamenteux ainsi que les sources reliées à son occurrence. En fournissant donc aux opérateurs des signaux d'alerte ainsi que les relations de cause-source correspondantes, un contrôle durable du foisonnement filamenteux pourrait être implanté et les coûts d'exploitation en seraient diminués.

Le projet a débuté avec un stage dans une usine de pâtes et papiers pendant lequel le procédé de boues activées a été surveillé à l'aide de mesures d'adénosine triphosphate (ATP) et les coûts d'exploitation du système de boues activées ont été évalués. Cette analyse a permis d'identifier des opportunités de réduction de coûts reliés à l'instabilité et de quantifier un évènement de foisonnement filamenteux en termes de coûts. Le suivi quotidien de paramètres dérivés de mesures de l'ATP à travers le système de boues activées a permis d'établir un signal d'alerte rapide pour le foisonnement en plus de fournir de l'information sur l'état de santé du système biologique. Il a été trouvé qu'une indication du commencement du foisonnement filamenteux peut être fournie de 1 à 1,5 âges de boues avant que les paramètres macroscopiques (indices de volume des boues) et microscopiques (compte de filaments) en signalent l'occurrence, particulièrement en ce qui a trait à la capacité de stockage de substrat rapidement biodégradable des bactéries filamenteuses dans des conditions dynamiques. Le suivi du paramètre fbATP a de plus identifié le débordement d'un réservoir d'eau blanche en amont du système de traitement comme initiateur d'un cycle potentiel de foisonnement.

Un modèle mécaniste des boues activées qui reflète les caractéristiques propres aux effluents de l'industrie des pâtes et papiers a été développé, et a été utilisé pour une meilleure compréhension des causes du foisonnement filamenteux. Le modèle appelé ASMP a été calé pour cinq régimes pseudo-permanents représentant différents états de décantabilité, caractérisés par l'indice de volume des boues. Cette approche « point par point » a permis de tirer les conclusions suivantes quant au foisonnement observé à l'usine étudiée :

- Les transformations de l'azote et du phosphore organiques solubles biodégradables en formes disponibles (ammoniac et orthophosphates) sont moins significatives lorsque le système de boues activées se trouve dans un état de foisonnement;

- L'inhibition des processus de phosphatification et d'ammonification joue un rôle important dans la perturbation du système et dans le foisonnement;
- Une détérioration du transfert de l'oxygène (exprimée par l'efficacité standard de transfert de l'oxygène) a contribué à ce que le système de boues activées dérive vers un état de foisonnement.

Le modèle a également été utilisé dans une étude de cas cherchant à évaluer les impacts de l'intégration de la production d'éthanol cellulosique à une usine de pâtes et papiers thermomécanique sur l'opération et la capacité des unités d'opération du système de traitement par boues activées. Ceci a permis d'établir une base pour évaluer les implications au niveau des coûts d'exploitation de cette intégration.

Les relations non linéaires, entre les variables exprimant la qualité de la décantation et les données reliées à l'état de santé des boues activées, ont été modélisées à l'aide de réseaux de neurones. Cet exercice a démontré que l'ATP peut aider à améliorer la performance des réseaux de neurones dans l'obtention d'un signal d'alerte pour le foisonnement, et donc dans la prédiction des problèmes de foisonnement filamenteux.

L'objectif commun de ces travaux était de mieux comprendre les problèmes de foisonnement filamenteux, sous différents angles, et l'information que chacun d'entre eux a apportée a été centralisée dans une méthodologie de prédiction, de diagnostic et de réduction des problèmes de foisonnement. Ceci constitue le modèle hybride du système étudié en tirant profit des éléments mécanistes et empiriques discutés plus haut. Cette méthodologie est composée de quatre phases :

- Phase I – Acquisition de données : l'information collectée durant cette phase permet l'identification et la centralisation de ce qui est déjà connu et peut possiblement déjà fournir des indices quant aux causes et aux sources du problème;
- Phase II– Revue de la conception et de l'opération de l'usine : cette phase cherche à évaluer si le procédé est opéré adéquatement et ceci, de façon régulière, et si le foisonnement filamenteux est le résultat de perturbations périodiques ou sporadiques ou s'il est relié à des lacunes au niveau de l'opération ou de la conception. La Phase II est

elle-même divisée en l'évaluation de l'administration interne, l'évaluation de l'opération et l'analyse des coûts d'exploitation;

- Phase III– Caractérisation et identification des problèmes de foisonnement filamenteux : l'objectif de cette phase est la caractérisation et l'identification des problèmes de foisonnement filamenteux dans le procédé de boues activées étudié. La Phase III est composée de deux parties, soit la caractérisation du foisonnement et l'identification des facteurs contribuant au foisonnement et l'identification mécaniste des facteurs contribuant au foisonnement, mettant à profit le modèle ASMP développé dans cette thèse;
- Phase IV– Recommandations et surveillance : dans cette phase finale, les constatations et les conclusions des phases I à III convergent vers l'interprétation et la constitution d'un ensemble de recommandations visant la réduction des problèmes de foisonnement filamenteux. Ces recommandations peuvent prendre la forme de mesures correctives comme des changements au niveau du procédé et des opérations, ou encore dans l'utilisation de produits chimiques. Dans cette phase finale, un programme de surveillance peut être entrepris en implantant le système d'alerte développé avec les réseaux de neurones.

À la lumière des travaux de recherche effectués, quatre contributions principales ont été identifiées :

- L'ATP a été utilisé comme prédicteur d'évènements de foisonnement filamenteux à ses débuts, et ce, en étant relié quantitativement à la surcroissance des bactéries filamenteuses. De plus, la surveillance quotidienne de l'ATP dans une installation à grande échelle dans l'industrie des pâtes et papiers a permis de documenter et quantifier la réponse de stockage à des conditions dynamiques en substrat rapidement biodégradable par des bactéries filamenteuses;
- Une approche « régime par régime » a été développée pour étudier le procédé de boues activées à l'aide d'un modèle mécaniste qui reflète les caractéristiques propres aux effluents de l'industrie des pâtes et papiers. Dans cette approche, chaque régime représente un état de décantabilité qui peut être associé à des valeurs spécifiques de

paramètres cinétiques et stœchiométriques impliqués dans les processus de croissance bactérienne et de transformation des substrats carbonés et des nutriments. Ces relations ont fourni de l'information quant aux mécanismes potentiels associés au foisonnement;

- Le foisonnement filamenteux a été prédit à ses débuts à l'aide de réseaux de neurones et d'information relative à l'état de santé des boues activées. Un signal d'alerte fiable identifiant le début d'un problème de foisonnement filamenteux a donc été élaboré à l'aide de la combinaison des réseaux de neurones et de l'ATP;
- Une approche systématique de prédiction, de diagnostic et de réduction des problèmes de foisonnement filamenteux dans l'industrie des pâtes et papiers a été développée. L'approche combine les connaissances « conventionnelles » sur le foisonnement filamenteux, l'utilisation de techniques microbiologiques émergentes comme l'ATP et l'élaboration d'un signal d'alerte rapide afin de constituer la base à utiliser pour la réduction des problèmes de foisonnement filamenteux.

ABSTRACT

The Canadian pulp and paper industry has faced many challenges over the last few years. Rising energy costs and export markets weakened by a strong Canadian dollar are examples of setbacks that have considerably dampened performance. This has left the industry with the need for innovation in equipment and operation and the need to identify opportunities for reducing operating costs.

Wastewater treatment by the activated sludge treatment process has been widely implemented in the pulp and paper industry. However, this process can be difficult to operate, particularly during sludge bulking events. The phenomenon called bulking is most often caused by the excessive growth of filamentous bacteria and plants treating the effluents from pulp and paper manufacturing are particularly subject to these problems. Consequently, activated sludge settles slowly and does not thicken adequately, often leading to sludge escaping from the secondary clarifiers to the final effluent. If the causes and sources of the problem are not identified in advance, filamentous bulking will require costly remediation measures to avoid compromising treatment efficiency and to maintain compliance with effluent permit levels. Furthermore, the use of these reactive rather than proactive methods does not target the specific causes of these problems and only temporarily suppresses the effects. Effluent BOD and TSS from Canadian mills are usually far below accepted levels, and the key operational issue lies not in improving efficiency, but in avoiding process upsets. The importance of predicting the onset of filamentous bulking and of identifying the factors contributing to such an outbreak towards non desirable states is thus important in order to ensure that an optimal performance of the activated sludge process is maintained.

The main objective of this thesis was to develop a systematic approach for predicting, troubleshooting and reducing filamentous bulking problems in the pulp and paper industry. In order to predict the onset of filamentous bulking problems before its momentum becomes unstoppable or before the use of chemicals is imperative, it is important to develop procedures that are based on actionable data that operators can easily follow and incorporate into their decision-making routine. The underlying specific objectives were (1) to verify the potential of emerging measurements to predict filamentous bulking problems normally monitored with sludge volume indices, (2) to obtain a warning signal that identifies the onset of a filamentous bulking

event and (3) to identify the factors contributing to filamentous bulking and the sources related to its occurrence. By providing operators with early warning signals and corresponding root cause relationships, filamentous bulking can be sustainably controlled and operating costs can be reduced.

The project started with a prolonged stay at a pulp and paper mill during which the activated sludge process was monitored with measurements related to adenosine triphosphate (ATP) and the operating costs were evaluated. This analysis identified opportunities to reduce costs related to instability and quantified a bulking event in terms of costs. The daily monitoring of ATP-related parameters established an early warning signal for filamentous bulking and provided information on the health state of the biological system's biomass. It was found that this signal provided an indication of the onset of bulking 1 to 1,5 sludge ages before macroscopic (sludge volume indices) and microscopic (filament count) parameters could, particularly in terms of the capacity of filamentous bacteria to store readily biodegradable substrate under dynamic conditions. Monitoring the fbATP parameter identified the overflow of an upstream whitewater tank as a potential initiator of a bulking cycle.

An activated sludge mechanistic model reflecting the specific characteristics of pulp and paper effluents was developed and was used as a tool for a better understanding of the causes of filamentous bulking. The model called ASMP was calibrated with five pseudo-steady states representing different settleability situations, as characterized by sludge volume indices. This "state by state" approach allowed the following conclusions to be drawn on the bulking phenomenon observed at the mill:

- The transformations of organic biodegradable soluble nitrogen and phosphorus into readily available forms (ammonia nitrogen and ortho-phosphates) through the ammonification and phosphatification processes were found to be less significant when the activated sludge system was experiencing bulking;
- The inhibition of the phosphatification and ammonification processes played an important role in stressing the system and in bulking;
- Oxygen transfer (as the standard oxygen transfer efficiency) seemed impaired as the system was drifting towards a bulking state.

The model was also used in a case study aiming at evaluating the potential impacts of implementing cellulosic ethanol production at a pulp and paper mill on the operation and the capacity of activated sludge treatment process units. This established a basis for the evaluation of operating costs related to this integration.

The nonlinear relationships between variables related to the settling quality of activated sludge and the variables expressing the relative health state of biomass were modelled with neural networks. This exercise demonstrated that ATP can be used to improve the performance of neural networks in obtaining a warning signal for bulking, and thus in predicting this problem in advance.

The general objective of these steps was to better understand filamentous bulking, under different angles, and the information that each step brought was centralised into a systematic approach to predicting, troubleshooting and reducing filamentous bulking problems. This constitutes the hybrid approach taking advantage of mechanistic and empirical elements discussed above. This methodology is made of four phases :

- Phase I – Data acquisition : the information collected in this phase allows the identification of what is already known and of what could possibly provide clues as to the causes and sources of bulking;
- Phase II– Mill design and operation review : this phase is meant to evaluate whether the activated sludge system is consistently well operated and whether filamentous bulking is the result of periodic events of upsets or if it is related to operational or design deficiencies that may exist. Phase II is further divided into three phases, namely an evaluation of facility housekeeping, an evaluation of operation and an analysis of operating costs;
- Phase III– Characterization and identification of filamentous bulking problems : the objective of this phase is to characterize and identify the causes and sources of filamentous bulking in the system under study. Phase III is further divided into a characterization of bulking and identification of factors contributing to bulking and a mechanistic identification of factors contributing to bulking, making use of the ASMP model developed in this thesis;

- Phase IV– Recommendations and monitoring : in this phase, the findings from all previous phases are brought together for interpretation and to establish a set of recommendations to address the problem of bulking at the studied mill. These recommendations can include corrective measures such as process or operational changes or process or equipment modifications. In this final phase, a monitoring program can be initiated by implementing the warning signal system developed with neural networks.

In the light of the research work conducted, three main contributions were identified :

- ATP was used as a predictor of filamentous bulking events at their onset, and this, by providing a quantitative indicator of filamentous bacterial growth. Furthermore, monitoring ATP daily in a full-scale facility in the pulp and paper industry allowed to document and identify a storage response by filamentous bacteria to readily biodegradable substrate dynamic conditions;
- A “point by point” approach was developed to study the activated sludge process with a mechanistic model reflecting the characteristics of pulp and paper effluents. In this approach, each point represented a settleability state that could be associated with specific values of kinetic and stoichiometric parameters involved in bacterial growth and substrate and nutrients transformation processes. These relationships provided valuable information as to the potential mechanisms associated with bulking;
- The onset of filamentous bulking was predicted with neural networks and information related to the health state of activated sludge. A reliable warning signal identifying the onset of filamentous bulking was thus elaborated with the combination of neural networks and ATP;
- A systematic approach for predicting, troubleshooting and reducing filamentous bulking problems was developed. The approach combined “conventional” filamentous bulking knowledge, the use of emerging microbiological techniques such as measuring ATP and the elaboration of an early warning signal in order to constitute the basis for the reduction of filamentous bulking problems in a pulp and paper activated sludge treatment system.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE III

REMERCIEMENTS IV

RÉSUMÉ VI

ABSTRACT XI

TABLE DES MATIÈRES XV

LISTE DES TABLEAUX XVIII

LISTE DES FIGURES XIX

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET SYMBOLES XXI

LISTE DES ANNEXES XXVI

CHAPITRE 1 INTRODUCTION 1

1.1 Problématique 1

1.2 Objectifs et hypothèses 2

1.3 Organisation de la thèse 4

CHAPITRE 2 REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE 7

2.1 Procédé de traitement par boues activées dans l'industrie des pâtes et papiers 7

2.1.1 Caractéristiques des effluents de l'industrie des pâtes et papiers 8

2.2 Microbiologie du procédé de traitement par boues activées 12

2.2.1 Bactéries filamenteuses 13

2.3 Contrôle du procédé de traitement par boues activées 13

2.3.1 Stratégies de contrôle conventionnelles 15

2.3.2 Contrôle du foisonnement filamenteux 16

2.4 Surveillance du procédé de traitement par boues activées et foisonnement filamenteux 19

2.4.1 Utilisation de l'adénosine triphosphate (ATP) 22

2.5 Modélisation du procédé de traitement par boues activées 24

2.5.1 Modélisation mécaniste du procédé de traitement par boues activées 24

2.5.2 Modélisation empirique du procédé de traitement par boues activées 29

2.6 Lacunes dans l'ensemble des connaissances 37

CHAPITRE 3 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE GLOBALE 41

3.1 Méthodologie globale 41

3.1.1 Surveillance du procédé de boues activées avec l'ATP 43

3.1.2 Modélisation mécaniste du procédé de traitement par boues activées 45

3.1.3 Modélisation du foisonnement à l'aide des réseaux de neurones 47

3.2 Description de l'usine de traitement par boues activées 51

CHAPITRE 4 SYNTHÈSE 57

4.1 Liste des articles 57

4.2 Présentation des articles 57

4.3 Synthèse 60

4.3.1 Utilisation de l'ATP comme indicateur de foisonnement filamenteux 61

4.3.2 Modélisation mécaniste du procédé de traitement par boues activées 66

4.3.3 Prédiction du foisonnement filamenteux à l'aide de l'ATP et des réseaux de neurones 72

4.3.4 Méthodologie de prédiction, de diagnostic et de réduction des problèmes de foisonnement filamenteux 77

CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE 93

CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS 98

6.1 Contributions à l'ensemble des connaissances 98

6.2 Recommandations pour les travaux futurs 100

LISTE DES RÉFÉRENCES 101

ANNEXES 120

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1: Caractéristiques des eaux usées à l'affluent primaire et à l'effluent final d'usines de pâtes et papiers canadiennes et comparaison avec les niveaux atteignables pour les usines utilisant les BAT 10

Tableau 2.2: Facteurs promouvant la croissance de bactéries filamenteuses dans des systèmes de boues activées de l'industrie des pâtes et papiers 14

Tableau 2.3: Définitions opérationnelles d'une boue foisonnante 20

Tableau 2.4: Fractionnement de la DCO d'effluents municipaux et de l'industrie des pâtes et papiers, selon le modèle ASM1 27

Tableau 2.5: Modèles mécanistes du foisonnement filamenteux 28

Tableau 2.6: Modèles empiriques du foisonnement filamenteux 34

Tableau 3.1: Caractéristiques de l'affluent à l'usine de traitement des eaux usées 55

Tableau 3.2: Aperçu de l'opération à l'usine de traitement des eaux usées 56

Tableau 4.1: Performance de classification des réseaux de neurones pour les lumières verte, jaune et rouge 77

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1: Vue d'ensemble des publications et des connexions entre celles-ci 6

Figure 2.1: Configuration typique d'une usine de traitement des eaux usées utilisant le PBA 8

Figure 2.2: Modèle non linéaire d'un neurone 31

Figure 2.3: Schéma d'un perceptron multicouche 32

Figure 3.1: Méthodologie générale du projet 42

Figure 3.2: Détail des paramètres dérivés des mesures de l'ATP mesuré à l'usine 44

Figure 3.3: Méthodologie de la modélisation mécaniste du système de boues activées 45

Figure 3.4: Méthodologie de l'utilisation des RN pour modéliser le foisonnement filamenteux 47

Figure 3.5: Méthodologie utilisée pour la détermination de l'architecture des réseaux des neurones avec une variable cible 49

Figure 3.6: Méthodologie utilisée pour la détermination du signal d'alerte à l'aide des prédictions des réseaux des neurones 50

Figure 3.7: Schéma d'écoulement de l'usine de traitement des eaux usées de l'usine hôte 54

Figure 4.1: Présentation des articles et de leur rôle dans la méthodologie de diagnostic et réduction du foisonnement 59

Figure 4.2: Flocs de boues activées et bactéries filamenteuses (abondance de 4) à l'usine étudiée (100X) 62

Figure 4.3: Débordement d'eau blanche à l'accumulateur, DBO à l'effluent primaire et TSUO dans le bassin d'aération (lissés avec une moyenne mobile de 10 jours) 63

Figure 4.4: Comparaison en temps réel de l'IVBA, du compte de filaments et du fbATP spécifique (lissés avec une moyenne mobile de 10 jours), avec débordements d'eau blanche 64

Figure 4.5: Dosage de l'azote pour les régimes pseudo-permanents, caractérisés par l'IVB, et les taux d'ammonification correspondants 67

Figure 4.6: IVB représentant les différents régimes pseudo-permanents et taux d'ammonification 68

Figure 4.7: Dosage du phosphore pour les régimes pseudo-permanents, caractérisés par l'IVB, et les taux de phosphatification correspondants 69

Figure 4.8: IVB représentant les différents régimes pseudo-permanents et taux de phosphatification 70

Figure 4.9: SOTE et TSUO pour les régimes pseudo-permanents étudiés caractérisés par l'IVB 71

Figure 4.10: IVBA à t = 10 d prédit par les réseaux de neurones et valeurs mesurées (cibles) 74

Figure 4.11: Scénarios possibles pour le système d'alerte (la limite de foisonnement en pointillé correspond à un IVBA de 250 mL/g) 75

Figure 4.12: Méthodologie générale pour la prédiction, le diagnostic et la réduction de problèmes de foisonnement filamenteux (PDRF) 78

Figure 4.13: Étapes de la Phase II – Revue de la conception et de l'opération de l'usine 80

Figure 4.14: Analyse de risques reliés à l'opération 82

Figure 4.15: Exemple d'application de l'analyse de risques reliés à l'opération avec le niveau de boues dans le décanteur secondaire comme ICP 84

Figure 4.16: Phase III-A – Caractérisation du foisonnement et identification des facteurs contribuant au foisonnement 88

Figure 4.17: Phase IV – Recommandations et surveillance 90

Figure 5.1: Exemple de l'imbrication du système d'alerte dans la routine quotidienne d'une usine de traitement des eaux usées 96

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET SYMBOLES

Abréviations

ABR	Ratio de biomasse active (*Active Biomass Ratio*)
ADN	Acide désoxyribonucléique
AGV	Acide gras volatil (*VFA*)
AI	Analyse d'image (*IA*)
AMP	Adénosine monophosphate
ARN	Acide ribonucléique
ARX	Modèle autorégressif avec entrées exogènes (*autoregressive model with external inputs*)
ASM1	Activated Sludge Model No. 1
ASM3	Activated Sludge Model No. 3
ASMP	Modèle de boues activées pour l'industrie des pâtes et papiers (*Activated Sludge Model for the Pulp and Paper Industry*)
ATP	Adénosine triphosphate
BAT	Best available technique
BSI	Indice de stress de la biomasse (*Biomass Stress Index*)
cATP	Adénosine triphosphate intracellulaire (*cellular ATP*)
CIF	Caractérisation et identification des problèmes de foisonnement filamenteux
CT	Centrale thermique
dATP	Adénosine triphosphate dissous (*dissolved ATP*)
DBO	Demande biochimique en oxygène (*BOD*)
DCO	Demande chimique en oxygène (*COD*)
EB	Eau blanche

fbATP	Adénosine triphosphate dans les flocs démontrant des tendances foisonnantes (*Floc-Bulking ATP*)
FISH	Hybridation in situ en fluorescence (*fluorescent in-situ hybridization*)
F/M	Ratio entre le substrat disponible et les microorganismes présents
ICP	Indicateur clé de performance
IVB	Indice de volume des boues (*SVI*)
IVBA	Indice de volume des boues agitées (*SSVI*)
IVBD	Indice de volume des boues diluées
IWA	International Water Association
J	« Lumière jaune » dans le système d'alerte
MES	Matières en suspension (*TSS*)
MESLM	Matières en suspension dans la liqueur mixte (*MLSS*)
MP	Machine à papier
MVES	Matières volatiles en suspension (*VSS*)
MVESLM	Matières volatiles en suspension dans la liqueur mixte (*MLVSS*)
N	Azote
$N\text{-}NH_4$	Azote ammoniacal
OD	Oxygène dissous (*DO*)
$o\text{-}PO_4$	Orthophosphates
P	Phosphore
pATP	Adénosine triphosphate planctonique (*planktonic ATP*)
PBA	Procédé de traitement par boues activées (*AST*)
PCTM	Pâte chimico-thermomécanique
PDRF	Méthodologie de prédiction, de diagnostic et de réduction du foisonnement filamenteux

PLS	Régression partielle par les moindres carrés (*partial least squares*)
PP_i	Pyrophosphates
PTM	Pâte thermomécanique (*TMP*)
R	« Lumière rouge » dans le système d'alerte
RLU	Unité relative de lumière (*relative light unit*)
RN	Réseaux de neurones (*NN*)
SE	Système expert (*KBES*)
SOTE	Efficacité standard de transfert de l'oxygène (*standard oxygen transfer efficiency*)
tATP	Adénosine triphosphate total (*total ATP*)
TEFL	Total extended filament length
TIE	Procédure d'identification des problèmes de toxicité (*Toxicity Identification Evaluation*)
TRE	Procédure de réduction des problèmes de toxicité (*Toxicity Reduction Evaluation*)
TSUO	Taux spécifique d'utilisation de l'oxygène (*SOUR*)
V	« Lumière verte » dans le système d'alerte
ZSV	Vitesse de décantation en piston (*zone settling velocity*)

Symboles

Modélisation mécaniste (ASMP)

b_{OHO}	Taux de dégradation des organismes hétérotrophes ordinaires
f_{XE}	Fraction de biomasse menant à la formation de produits endogènes inertes et particulaires
inxb	Teneur en azote de la biomasse
inxe	Teneur en azote des produits endogènes inertes particulaires
inxi	Teneur en azote de la matière organique inerte particulaire

ipxb	Teneur en phosphore de la biomasse
ipxe	Teneur en phosphore des produits endogènes inertes particulaires
ipxi	Teneur en phosphore de la matière organique inerte particulaire
k_a	Taux d'ammonification
k_h	Taux maximal spécifique d'hydrolyse
K_{NH4}	Coefficient de demi-saturation pour l'azote ammoniacal
K_{O2}	Coefficient de demi-saturation pour l'oxygène
k_p	Taux de phosphatification
K_{PO4}	Coefficient de demi-saturation pour le phosphore inorganique soluble
K_S	Coefficient de demi-saturation pour la croissance hétérotrophe
K_X	Coefficient de demi-saturation pour l'hydrolyse de la matière organique lentement biodégradable
μ_{OHO}	Taux de croissance des organismes hétérotrophes ordinaires
r_{hin}	Paramètre de décantation en piston
S_I	Concentration en matière organique inerte soluble
S_{NB}	Concentration en azote organique biodégradable soluble
S_{NH4}	Concentration en azote ammoniacal
S_{O2}	Concentration en oxygène dissous
S_{PB}	Concentration en phosphore organique biodégradable soluble
S_{PO4}	Concentration en phosphore inorganique soluble
S_S	Concentration en matière organique rapidement biodégradable
X_E	Concentration en matière endogène organique inerte
X_I	Concentration en matière organique inerte particulaire
X_{NB}	Concentration en azote organique biodégradable particulaire
X_{OHO}	Concentration en organismes hétérotrophes ordinaires

X_{PB}	Concentration en phosphore organique biodégradable particulaire
X_S	Concentration en matière organique lentement biodégradable
Y_{OHO}	Rendement hétérotrophe

Modélisation empirique (réseaux de neurones)

e	Erreur entre la valeur prédite par un réseau de neurones (sortie) et la valeur désirée
Ne	Neurone
p	Nombre de signaux d'entrée dans un réseau de neurones
t	Temps
T	Valeur désirée ou cible dans un réseau de neurones (*target*)
w	Poids synaptiques d'un neurone
x	Signal d'entrée à un neurone
y	Signal de sortie d'un neurone

Symboles grecs

δ	Gradient local utilisé pour l'ajustement des poids dans un réseau de neurones
η	Taux d'apprentissage en rétropropagation
μ	Taux de croissance bactérienne
ρ	Taux d'un processus de ASMP
υ	Potentiel d'activation d'un neurone
□	Fonction d'activation d'un neurone

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE 1 – ARTICLE 1 : OPERATING COSTS RELATED TO INSTABILITY IN A PULP AND PAPER ACTIVATED SLUDGE TREATMENT SYSTEM 120

ANNEXE 2 – ARTICLE 2: EARLY WARNING SIGNS OF BULKING IN AN ACTIVATED SLUDGE SYSTEM THROUGH INTERPRETATION OF ATP DATA IN A SYSTEMS ANALYSIS CONTEXT 133

ANNEXE 3 – ARTICLE 3: MODELLING THERMOMECHANICAL PULP AND PAPER ACTIVATED SLUDGE TREATMENT PLANTS TO GAIN INSIGHT ON THE CAUSES OF BULKING..... 156

ANNEXE 4 – ARTICLE 4: PREDICTION OF ACTIVATED SLUDGE FILAMENTOUS BULKING USING ATP DATA AND NEURAL NETWORKS 184

ANNEXE 5 – ARTICLE 5: POTENTIAL IMPACT ON ACTIVATED SLUDGE TREATMENT FROM THE IMPLEMENTATION OF CELLULOSIC ETHANOL PRODUCTION AT A PULP AND PAPER MILL 214

ANNEXE 6 – BILANS DE MATIÈRE DU MODÈLE ASMP..... 237

ANNEXE 7 – CODE DU PROGRAMME DE RÉSEAUX DE NEURONES DÉVELOPPÉ DANS L'ENVIRONNEMENT MATLAB..... 241

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

1.1 Problématique

Au début des années 1970 et vers la fin des années 1980, Environnement Canada introduisait des limites et de nouveaux règlements qui devaient entraîner des réductions majeures dans la demande biochimique en oxygène (DBO[1]), dans les matières en suspension (MES), les composés organiques chlorés ainsi que dans la toxicité des effluents industriels. En 1992, le Règlement sur les effluents des fabriques de pâtes et papiers pris en application de la Loi sur les pêches remplaçait un règlement de 1971 sur les effluents des usines de pâtes et papiers au Canada. Il fixait des limites de rejet pour les MES et la DBO en plus d'exiger que tous les effluents non dilués ne présentent pas de létalité aiguë pour la truite arc-en-ciel. Pour que ces nouvelles exigences soient respectées, il a fallu que les fabriques papetières modifient considérablement le traitement de leurs effluents, ce qui, dans la plupart des cas, donna lieu à l'installation d'une unité de traitement secondaire biologique. De nos jours, la grande majorité des usines de pâtes et papiers utilisent des procédés de traitement par boues activées (PBA) pour traiter leurs effluents, mais celles-ci éprouvent souvent des problèmes reliés à la microbiologie des boues activées.

Lorsque convenablement conçu et opéré, le PBA est capable de démontrer une performance de haute qualité et peut respecter et surpasser la plupart des exigences sur les effluents, incluant l'élimination de l'azote et du phosphore. Cependant, il a la réputation d'être difficile à opérer, plus particulièrement dans le cas de problèmes de mauvaise décantation reliés à la microbiologie des boues activées. Ce phénomène appelé foisonnement est le plus souvent causé par une surcroissance de microorganismes filamenteux, et les usines traitant les effluents de fabrication de pâtes et papiers semblent être particulièrement sujettes à ces problèmes. Par conséquent, les boues activées décantent lentement et ne s'épaississent pas de façon adéquate, menant parfois au débordement de boues à l'effluent. De plus, lorsque le procédé opère sous un régime de foisonnement, l'efficacité du procédé diminue souvent à cause de la composition de la biomasse, même si il n'y a pas de débordement.

---

[1] L'abréviation DBO utilisée tout au long de cette thèse signifie la demande biochimique en oxygène sur cinq jours (DBO_5)

Une faible efficacité de traitement occasionnelle, causée par des microorganismes filamenteux ou par d'autres facteurs, est encore souvent due au délai à agir au niveau de l'opération ou même à une opération incorrecte du procédé. La plupart des changements en biomasse, contrôlés ou non, sont caractérisés par une impulsion ou un momentum difficile à contrer et sont le résultat d'une dynamique lente. La détection d'un état de foisonnement filamenteux à son début est donc particulièrement difficile. La prévention d'évènements de non-conformité à la réglementation peut normalement être effectuée aux usines de traitement des eaux usées à l'aide de stratégies de contrôle manuel, mais peut être coûteuse. En effet, l'utilisation de différents produits chimiques de « soulagement » constitue une part importante des coûts d'exploitation de ces usines. De plus, l'utilisation de ces méthodes réactives plutôt que proactives ne cible pas les causes spécifiques des problèmes et n'en supprime les effets que temporairement.

L'importance de prédire l'occurrence de problèmes de foisonnement filamenteux et d'identifier les facteurs contribuant à de telles poussées vers des états non désirables est donc importante pour assurer la performance du PBA.

1.2 Objectifs et hypothèses

L'objectif principal de la thèse est de développer une approche systématique pour la prédiction, le diagnostic et la réduction de problèmes de foisonnement filamenteux dans l'industrie des pâtes et papiers. Pour prédire les problèmes de foisonnement filamenteux avant que son momentum soit inarrêtable ou avant que l'utilisation de produits chimiques soit impérative, il est important de développer des procédures se basant sur des données que des opérateurs peuvent facilement suivre et incorporer dans leur routine décisionnelle.

Les objectifs spécifiques sous-jacents à cet objectif général sont :

- la vérification du potentiel de mesures émergentes à prédire les problèmes de foisonnement filamenteux normalement surveillés à l'aide d'indices de volume des boues
- l'obtention d'un signal d'alerte identifiant le début d'un problème de foisonnement filamenteux

- l'identification des facteurs contribuant au foisonnement filamenteux ainsi que les sources reliées à son occurrence

En fournissant donc aux opérateurs des signaux d'alerte ainsi que les relations de cause-source correspondantes, un contrôle durable du foisonnement filamenteux pourrait être implanté et les coûts d'exploitation en seraient diminués.

L'hypothèse principale découlant de la problématique décrite ci-haut est la suivante :

Le foisonnement filamenteux des boues activées est un phénomène microbiologique complexe dont la résolution dans un contexte industriel est coûteuse et unique à chaque installation. En utilisant des techniques de mesure microbiologiques émergentes et la modélisation de pointe de systèmes de boues activées, il est possible de prédire les évènements de foisonnement filamenteux, réduisant de ce fait les coûts potentiels associés à ceux-ci à l'aide d'une analyse des causes fondamentales.

Les hypothèses secondaires associées à cette hypothèse principale sont les suivantes :

- L'adénosine triphosphate (ATP) est un bon prédicteur d'évènements de foisonnement filamenteux à ses débuts;
- L'information apportée par l'ATP et celle provenant de techniques de modélisation du PBA peuvent être combinées et extraites de façon systématique à l'aide des réseaux de neurones, de telle façon que la valeur unique et empirique de cette information peut constituer la base de la prédiction mathématique des événements de foisonnement filamenteux;
- En interprétant de façon consciencieuse les résultats de l'utilisation de réseaux de neurones et les connaissances disponibles sur le foisonnement filamenteux, une analyse des causes fondamentales de ce problème peut être effectuée et de ce fait constituer la base à utiliser pour le diagnostic proactif des problèmes de foisonnement filamenteux.

1.3 Organisation de la thèse

La présente thèse qui a pour titre « Modélisation hybride du procédé de boues activées dans l'industrie des pâtes et papiers : étude et prédiction du foisonnement filamenteux » est une thèse présentée par articles. Ceux-ci sont présentés en annexe et sont brièvement introduits un peu plus loin dans la présente section.

La thèse est subdivisée en quatre parties. Premièrement, une revue de la littérature pertinente au sujet de recherche est présentée au Chapitre 2 et est suivie par l'identification des lacunes dans l'ensemble de connaissances revues dans ce chapitre. Le Chapitre 3 commence par discuter d'aspects méthodologiques globaux et présente ensuite l'usine de traitement des eaux usées hôte du projet au cœur de la présente thèse. Le Chapitre 4 présente alors les articles soumis ou publiés ainsi que les liens les unissant et enchaîne avec la synthèse de ceux-ci afin d'appuyer les objectifs évoqués à la Section 1.2. Le Chapitre 5 agit ensuite à titre de discussion générale. Finalement, des conclusions, incluant les contributions à l'ensemble des connaissances et des recommandations quant aux futurs travaux de recherche, sont apportées.

La Figure 1.1 présente une vue d'ensemble des articles joints en annexe ainsi que des thèmes qu'ils abordent. Tout d'abord, tel qu'indiqué par le titre de la présente thèse, le thème général est celui du procédé de boues activées dans l'industrie des pâtes et papiers. Les articles annexés abordent ensuite plus spécifiquement la problématique du foisonnement filamenteux (articles 1 à 4) et du bioraffinage (article 5). Les liens clés, représentés par des traits continus entre les articles et la dernière étape, illustrent la contribution que chacun de ces derniers apportent à l'approche systématique de prédiction, de diagnostic et de réduction du foisonnement filamenteux dans une usine de pâtes et papiers. Cette méthodologie, représentée par la dernière boîte en gras sur la Figure 1.1, constituera elle-même une grande partie de la synthèse présentée au Chapitre 4. Les liens secondaires en pointillé entre différents articles évoquent des connexions telles que des données d'entrée pour un modèle (Article 2 vers Article 4) ou telles que l'utilisation spécifique d'un modèle pour une étude de cas (Article 3 vers Article 5).

L'Article 1 traite de l'estimation des coûts d'exploitation associés à l'instabilité dans un PBA et, plus particulièrement, à un évènement de foisonnement filamenteux.

L'Article 2 a permis d'évaluer le potentiel de l'ATP à fournir un signal d'alerte rapide pour le foisonnement filamenteux. La campagne d'échantillonnage associée à cet article a par la suite fourni les données nécessaires pour les analyses rapportées dans l'Article 4.

Dans l'Article 3, un modèle mécaniste de boues activées, spécifique à l'industrie des pâtes et papiers, a été développé afin d'améliorer la compréhension des causes du foisonnement filamenteux dans de tels systèmes. Ce même modèle a été utilisé dans une étude de cas cherchant à évaluer les impacts de l'intégration de la production d'éthanol cellulosique à une usine de pâtes et papiers sur l'opération et la capacité des unités d'opération du PBA. Cette application est étudiée dans l'Article 5. Les résultats des articles 1 et 3 s'inscrivent bien dans la méthodologie de prédiction, de diagnostic et de réduction du foisonnement filamenteux.

Finalement, l'Article 4 visait la prédiction de l'occurrence de problèmes de foisonnement filamenteux à l'aide de l'ATP et de réseaux de neurones. Ces derniers étaient ensuite incorporés dans un système d'alerte, lui-même partie intégrante de la méthodologie de prédiction, de diagnostic et de réduction des problèmes de foisonnement filamenteux. Ceci constitue l'approche hybride du système étudié tirant profit des éléments mécanistes et empiriques discutés plus haut.

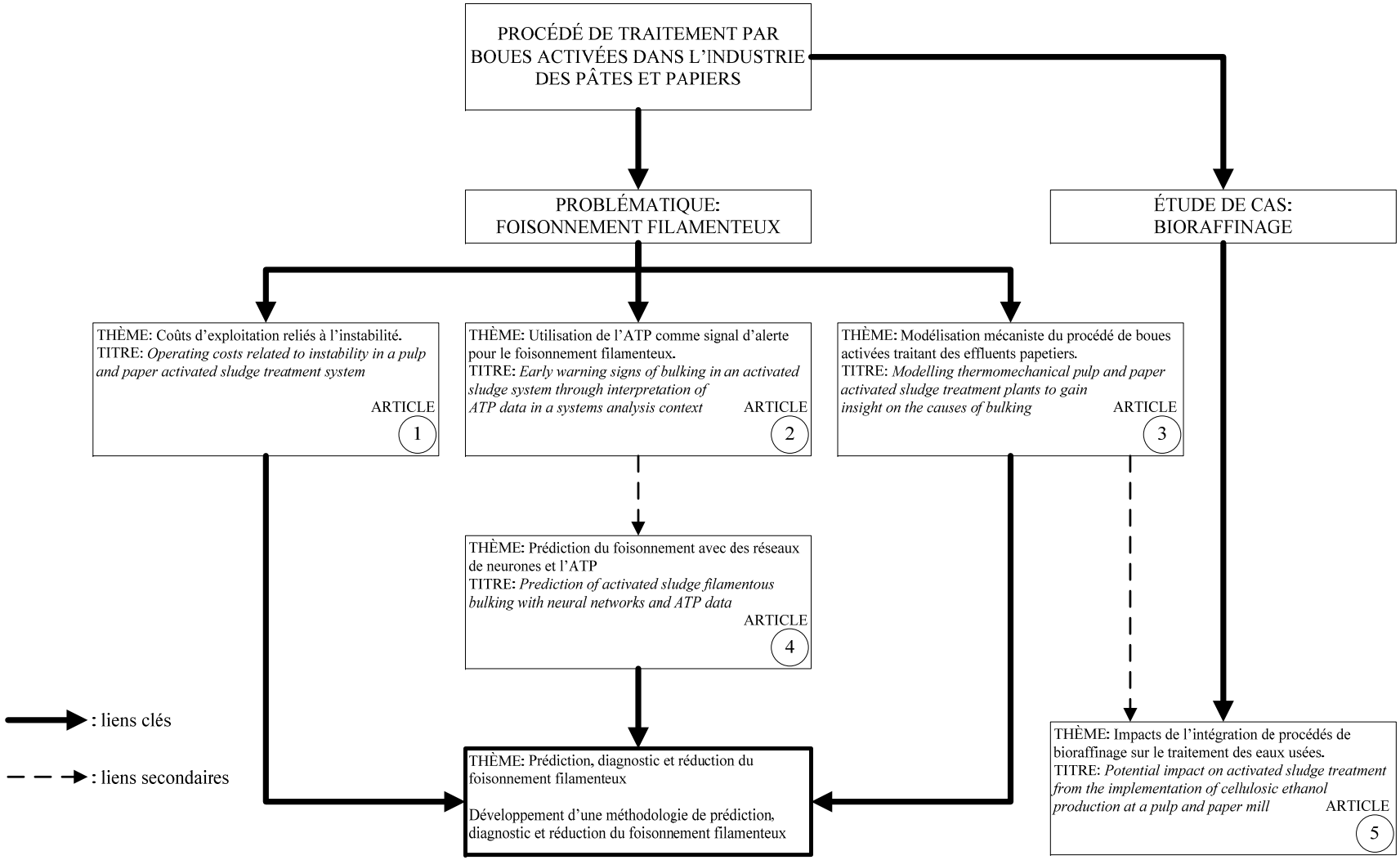

Figure 1.1: Vue d'ensemble des publications et des connexions entre celles-ci

CHAPITRE 2 REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE

2.1 Procédé de traitement par boues activées dans l'industrie des pâtes et papiers

Le PBA a été développé au début du vingtième siècle quand plusieurs chercheurs se mirent à explorer la possibilité d'utiliser l'injection d'air dans les bassins d'eaux usées afin d'améliorer le traitement de celles-ci. Ces chercheurs se basèrent sur l'intuition que des conditions aérobies pourraient permettre d'éviter les odeurs provenant de cultures anaérobies [1]. De nombreuses modifications au procédé original ont pu être observées depuis ses débuts et le PBA est maintenant couramment utilisé pour traiter tant les eaux usées municipales que les eaux industrielles, particulièrement celles de l'industrie des pâtes et papiers. De nos jours, la grande majorité des usines de pâtes et papiers à travers le monde utilisent le PBA pour traiter leurs effluents, particulièrement les plus récentes. Le PBA est maintenant considéré comme faisant partie des meilleures techniques disponibles (Best available techniques ou BAT) pour le traitement des eaux usées dans cette industrie et il risque de complètement remplacer l'utilisation de bassins de stabilisation aérés, un autre procédé biologique encore utilisé couramment [2]. En effet, ces derniers présentent de plus faibles efficacités d'enlèvement des contaminants, requièrent de grands espaces et volumes de bassins et sont associés à des demandes élevées en énergie. Au Canada, environ un tiers des usines de pâtes et papiers se fient encore aux bassins de stabilisation aérés pour traiter leurs effluents [3].

Le traitement des eaux usées est généralement constitué d'une étape de traitement primaire et d'une étape de traitement biologique, dite secondaire. Les étapes de traitement primaire peuvent comprendre la décantation, la neutralisation, le refroidissement et l'égalisation. Ces étapes cherchent à protéger le traitement secondaire de charges massiques ou hydrauliques excessives et de chocs thermiques ou chimiques, permettant ainsi à l'usine d'opérer sous un bon rapport coût-efficacité de traitement. La décantation primaire se charge de retirer une partie des MES présentes dans les effluents des différents secteurs d'une usine de pâtes et papiers. Dans le cas du PBA, le traitement secondaire est composé de deux unités principales, soit le bassin d'aération et le décanteur secondaire. L'affluent au bassin d'aération est d'abord traité par une culture à haute concentration en microorganismes (les boues activées) qui sont maintenus en suspension et sous

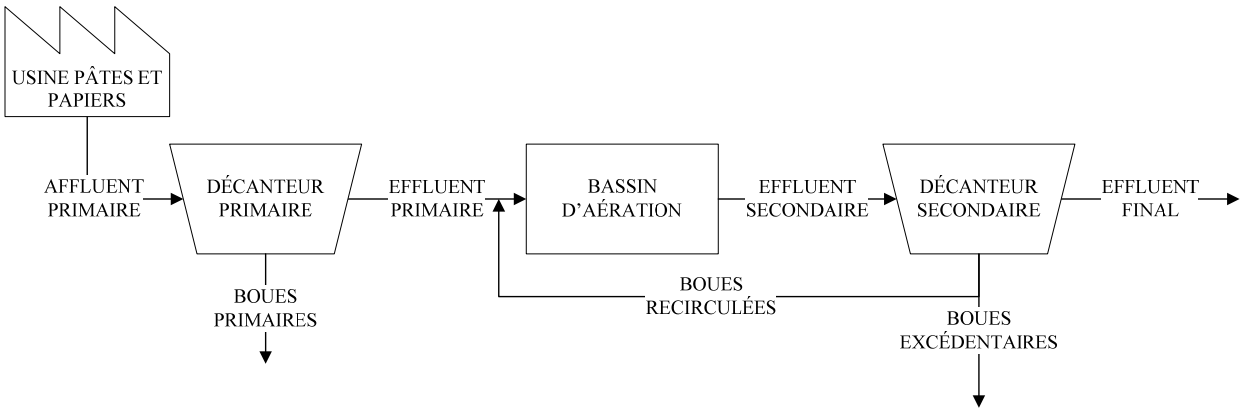

Figure 2.1: Configuration typique d'une usine de traitement des eaux usées utilisant le PBA

aération à l'aide d'aérateurs mécaniques. Ces aérateurs peuvent être de surface ou submergés. Ces derniers comprennent les aérateurs à grosses ou fines bulles et ceux de type jet et requièrent de l'air comprimé de soufflantes ou de compresseurs. Les boues sont ensuite séparées de l'eau dans le décanteur secondaire. Une partie de ces boues est recirculée à l'entrée du bassin d'aération afin de maintenir une concentration élevée en microorganismes, alors qu'une plus faible quantité est retirée du système : ce sont les boues excédentaires ou purgées. La Figure 2.1 illustre les différentes étapes de traitement typiques dans une usine utilisant le PBA.

Les procédés de traitement tertiaire sont parfois utilisés après le traitement secondaire et servent souvent à la décoloration de l'effluent final dans l'industrie des pâtes et papiers [4].

2.1.1 Caractéristiques des effluents de l'industrie des pâtes et papiers

Les systèmes de traitement des eaux usées de l'industrie des pâtes et papiers sont similaires à certains égards à ceux traitant les eaux usées municipales, mais il existe plusieurs différences quand à la nature de ses effluents qui doivent être mises en évidence pour bien comprendre les difficultés auxquelles font face les opérateurs dans cette industrie. Il est à noter que les caractéristiques énumérées dans cette section sont généralisables à la plupart des procédés de mise en pâte et de fabrication du papier, mais que le point focal sera le procédé de mise en pâte thermomécanique (PTM).

Contrairement au traitement des eaux usées municipales où la variabilité suit une tendance diurne, la variabilité dans le débit et la qualité des effluents de l'industrie des pâtes et papiers est grandement reliée aux procédés en amont du traitement et est dictée par la fabrication de ses produits. L'industrie doit également traiter avec des variations saisonnières au niveau des matières premières qui ont elles-mêmes une incidence sur les procédés de traitement en aval. Par exemple, une augmentation de 20 à 30 % dans les charges organiques est rapportée dans les pays nordiques, où les conditions climatiques varient de façon significative entre l'hiver et l'été [5]. Cette variabilité explique pourquoi dans l'industrie canadienne les caractéristiques des eaux usées, la cinétique des boues activées ainsi que les procédés de traitement sont très spécifiques à chaque site. Les caractéristiques de l'affluent à l'usine de traitement sont donc dépendantes des procédés de mise en pâte et de fabrication du papier en amont. Les procédés sont contrôlés sur une base bien différente que les procédés de traitement des eaux usées [6], qui eux le sont souvent à l'aide de règles empiriques. Le Tableau 2.1 présente les caractéristiques moyennes des eaux usées générées à des usines de pâtes et papiers canadiennes utilisant des procédés chimiques et mécaniques. La performance de leur système de boues activées est également illustrée par la qualité des effluents finaux [7]. Les niveaux d'émissions, associés à des usines utilisant les BAT, sont également ajoutés à titre de comparaison [2].

Les eaux usées de l'industrie papetière contiennent une vaste plage de composés organiques et inorganiques, dont une grande partie provient du bois et de sa préparation. Ces effluents affichent typiquement des concentrations élevées en DBO et en demande chimique en oxygène (DCO), avec une fraction rapidement biodégradable prédominante. La DBO et la DCO sont des paramètres globaux qui permettent de quantifier la charge organique appliquée au PBA, mais ils ne fournissent pas de détails sur la composition des effluents à traiter. Des groupes de travail de l'International Water Association (IWA) ont développé des modèles mécanistes de boues activées dans lesquels la DCO a été choisie comme mesure pour partager la matière organique en catégories basées sur la biodégradabilité et sur le fait qu'elle est soluble ou particulaire [8]. Dans le modèle Activated Sludge Model No. 1 (ASM1), par exemple, les fractions de DCO ont été divisées en matière organique rapidement (S_S) et lentement biodégradable (X_S) et en matière inerte soluble (S_I) et particulaire (X_I). La caractérisation de l'affluent au PBA est essentielle à la compréhension des transformations qui ont lieu dans un tel système et à sa modélisation qui sera explorée plus en détails dans la Section 2.5.

Tableau 2.1: Caractéristiques des eaux usées à l'affluent primaire et à l'effluent final d'usines de pâtes et papiers canadiennes et comparaison avec les niveaux atteignables pour les usines utilisant les BAT

Type d'usine (mise en pâte)	**Débit traité (m^3/t)**	**DBO affluent primaire (kg/t)**	**DCO affluent primaire (kg/t)**	**MES affluent primaire (kg/t)**	**DBO effluent final (kg/t)**	**DCO effluent final (kg/t)**	**MES effluent final (kg/t)**
Chimique							
Canada	120	30	95	35	1,5	40	3,0
BAT	15-55	-	-	-	0,2-2,0	5-30	0,3-2,0
Mécanique							
Canada	45	35	75	40	1,0	15	2,0
BAT	12-20	-	-	-	0,2-0,5	2-5	0,2-0,5

En utilisant le fractionnement proposé dans ASM1, voici un aperçu de la composition d'eaux usées typiques d'un procédé PTM :

- S_S : la fraction rapidement biodégradable est constituée principalement de sucres dérivés du bois et provenant de la dégradation de la cellulose et de l'hémicellulose ainsi que de produits d'extraction du bois [9, 10]. Des acides gras volatils (AGV) peuvent également être rencontrés, particulièrement si des conditions septiques existent en amont du PBA ou dans le décanteur primaire. Le groupe abiétique d'acides résiniques peut également être associé au substrat rapidement biodégradable à cause de sa nature plus instable que dans le cas des acides de type pimarique [11, 12];

- X_S : toute matière fibreuse colloïdale provenant de la dégradation et de l'oxydation de la cellulose et de l'hémicellulose peut être considérée comme faisant partie de la fraction X_S. Cette fraction est de haut poids moléculaire et est constituée de substrat organique colloïdal qui doit être hydrolysé avant d'être absorbé par les microorganismes actifs;

- S_I : cette fraction de la DCO totale à l'affluent primaire est probablement constituée de produits de la dégradation de la lignine résiduelle et peut être liée à la couleur à l'effluent final [13, 14]. Le groupe pimarique d'acides résiniques est aussi reconnu comme étant moins dégradable que le groupe abiétique [12] et il pourrait donc constituer une certaine fraction de S_I;

- X_I : cette fraction peut être composée de fibres larges et de matières colloïdales associées à celles-ci, ainsi que de lignine. Une étude a trouvé que la lignine était ultimement éliminée via les boues purgées [15] et qu'elle peut donc constituer une portion importante de X_I.

Les MES présentes dans les eaux usées des pâtes et papiers sont quant à elles composées principalement de particules d'écorce, de fibres, de débris de fibres et de matériaux de couchage [16]. De plus, les eaux usées de l'industrie des pâtes et papiers sont considérées comme généralement déficientes en azote (N) et en phosphore (P) par rapport aux systèmes conventionnels traitant des eaux municipales [17], et ce, dû au fait que le bois ne contient que des quantités limitées de N et de P. Les nutriments sont alors ajoutés afin de fournir aux bactéries des matériaux de construction pour la synthèse de cellules et pour assurer une bonne performance du système de traitement. Leur carence a souvent été associée à divers problèmes opératoires comme le foisonnement filamenteux tandis que leur ajout en excès peut mener à la dénitrification et à la montée du voile de boues [18]. La teneur en nutriments des boues n'est pas constante et varie selon la disponibilité du N et du P solubles en excès. Les ratios typiques d'ajout de N et de P par rapport à la quantité de DBO à traiter dans l'industrie sont variables, allant respectivement de 2,1 à 8,3 kg N/100 kg DBO et 0,2 à 1,6 kg P/100 kg DBO [7, 19, 20]. Ces plages reflètent le fait que le dosage de nutriments est souvent inapproprié. Le contrôle de l'addition et le rejet de nutriments, tout en maintenant une certaine performance de traitement, sont des tâches qui s'avèrent difficiles [17, 21], et les rejets occasionnellement élevés en nutriments dans cette industrie sont généralement dus au surdosage de nutriments. L'urée et l'acide phosphorique sont communément utilisés comme suppléments de N et P, ainsi que les polyphosphates d'ammonium. L'étude de Slade et al. (2004) fait une excellente revue des pratiques de minimisation des nutriments dans les eaux usées de l'industrie des pâtes et papiers.

Les bassins d'aération dans l'industrie des pâtes et papiers opèrent à des températures jusqu'à 40 °C, avec une plage typique de 30 à 35 °C [22]. Lors d'un sondage de l'industrie canadienne en 1998, la température moyenne maximale au traitement secondaire pour tous les types d'usines était de 39 °C [7]. Finalement, le pH des effluents d'usines de pâtes et papiers peut être très acide

ou très alcalin selon le procédé de mise en pâte et est normalement ajusté en amont du traitement primaire des eaux usées. La plage optimale de pH pour le PBA est entre 6,5 et 7,5 [23].

2.2 Microbiologie du procédé de traitement par boues activées

Les microorganismes présents dans les boues activées peuvent être divisés en trois catégories, soit les bactéries floculantes, les bactéries filamenteuses et les eucaryotes tels que les protozoaires et métazoaires, comme les flagellés, les ciliés et les rotifères [24]. À cause de la nécessité d'assurer une certaine performance du procédé quant à l'enlèvement des substrats carbonés et des nutriments, le PBA est opéré sous des conditions limitantes, ce qui pousse ces divers microorganismes à entrer en compétition les uns avec les autres. Les « vainqueurs » de cette compétition changent selon les conditions et selon les fluctuations au niveau des facteurs d'influence.

Une caractéristique importante des boues activées est sa capacité de former des agrégats de cellules microbiennes, appelés flocs. Cette caractéristique permet la séparation de la biomasse des eaux traitées et est donc d'importance capitale pour le bon fonctionnement du procédé [25]. D'ailleurs, la plupart des problèmes de séparation des boues activées sont reliés à la structure des flocs. Les bactéries floculantes forment la microstructure des flocs de boues activées alors que les bactéries filamenteuses forment la macrostructure de ceux-ci [26]. De grandes quantités de microorganismes filamenteux permettent un pontage entre les flocs ou créent des flocs diffus, ce qui gêne la compaction, la décantation et l'épaississement. Ce phénomène appelé foisonnement filamenteux sera discuté plus en détails en Section 2.3.2. L'absence absolue de microorganismes filamenteux peut mener à la création de petits flocs faibles et compacts dénommée défloculation [24].

Même si les systèmes de traitement des eaux usées de l'industrie des pâtes et papiers partagent un noyau fonctionnel de bactéries similaire d'une usine à l'autre, la dominance de certaines d'entre elles varie considérablement d'un système à l'autre. Chaque usine de traitement possède une communauté microbiologique unique et l'établissement d'heuristiques globales de gestion et de diagnostic de problèmes reliés à la microbiologie des eaux usées constitue donc un défi de taille.

2.2.1 Bactéries filamenteuses

Les causes des premiers signes d'une dominance de bactéries filamenteuses ne sont pas très bien comprises, mais un nombre de facteurs peut être associé aux différentes espèces répertoriées. Les facteurs qui promeuvent la croissance de bactéries filamenteuses, ainsi que les espèces associées les plus souvent observées dans l'industrie des pâtes et papiers, sont présentés au Tableau 2.2 [7, 24, 27-34]. Dans ce tableau, F/M réfère au ratio entre le substrat disponible (F) et les microorganismes présents dans le système (M), alors qu'OD signifie oxygène dissous.

Mis à part les facteurs énumérés dans le Tableau 2.2, la température est un autre facteur lié aux conditions opératoires, particulièrement celles des procédés de fabrication en amont. Il a été rapporté que le taux de croissance des bactéries filamenteuses augmentait en général jusqu'à des températures de 35 °C [24]. En ce qui concerne l'impact du régime d'alimentation sur la prolifération de certaines espèces de bactéries, certaines études ont démontré que les microorganismes qui ne nécessitent pas une grande quantité d'énergie d'entretien pourraient remporter la compétition dans des conditions de respiration endogène ou de famine. Certaines bactéries filamenteuses ont montré qu'elles étaient sensibles lorsque soumises à des conditions de famine [35, 36], alors que d'autres résultats démontrent que certaines espèces de filamenteuses peuvent être très résistantes à la famine [37]. Une autre réponse possible à des conditions alternant entre l'abondance et la famine est le stockage de substrat rapidement biodégradable. Cette capacité de stockage sera discutée à la Section 2.3.2.

2.3 Contrôle du procédé de traitement par boues activées

Une usine de traitement des eaux usées est un exemple typique d'un procédé dynamique puisqu'il ne peut jamais être en régime permanent. Des phénomènes naturels, comme des fluctuations dans la température ambiante, introduisent des caractéristiques non stationnaires ce qui peut provoquer de sérieuses dérives dans le procédé. Le contrôle du PBA est donc nécessaire afin de pouvoir répondre aux principaux objectifs du traitement, soit l'amortissement des variations à l'affluent, la minimisation des variations à l'effluent et la prévention de bouleversements du procédé et la récupération du procédé face à de tels évènements. Le contrôle visant ces objectifs est directement lié à la fiabilité du procédé et au respect des exigences pour les rejets.

Tableau 2.2: Facteurs promouvant la croissance de bactéries filamenteuses dans des systèmes de boues activées de l'industrie des pâtes et papiers

Facteur	**Bactéries filamenteuses**
COMPOSITION DES EAUX USÉES	
Substrat rapidement biodégradable (sucres, amidon et AGV)	*Thiothrix* I et II, Type 021N, Type 1851, Type 1701, *Nostocoida limicola* II et III, Type 0092, Type 0914, *Haliscomenobacter hydrossis*, Type 0411
Substrat lentement biodégradable	Type 0092, Type 0041, Type 0675
Sulfures	*Thiothrix* I et II, Type 021N, Type 0914
Concentrations élevées en composés azotés à l'affluent	*Haliscomenobacter hydrossis*
CONDITIONS OPÉRATOIRES	
Carence en N	*Thiothrix* I et II, Type 021N, *Nostocoida limicola* III
Exposition cyclique à N	Type 021N
Carence en P	*Thiothrix* I et II, *Nostocoida limicola* III, *Haliscomenobacter hydrossis*
F/M bas	Type 1851, Type 0041, Type 0675
F/M élevé	*Thiothrix* I et II
OD bas	*Thiothrix* I et II, *Haliscomenobacter hydrossis*, Type 1701
Âge de boues (lié aux différences de taux de croissance et de dégradation bactériennes)	Type 1851 (taux de dégradation inférieur)
PARAMÈTRES DE CONCEPTION	
Configuration du bassin d'aération (complètement mélangé, uniformément aéré)	*Thiothrix* I et II, Type 021N, *Nostocoida limicola* II, Type 1701, Type 1851, *Haliscomenobacter hydrossis*
Régime d'alimentation (régime continu)	*Thiothrix* I et II, Type 021N, *Nostocoida limicola* II, Type 1701, Type 1851, *Haliscomenobacter hydrossis*

L'objectif principal sous-jacent est d'assurer que l'usine de traitement soit en conformité avec ces exigences de rejet, et tout effort de minimisation des coûts devrait être vu dans cette optique [38]. Une bonne qualité d'effluent peut donc être atteinte malgré la présence de perturbations, mais ceci peut être coûteux.

Le PBA est reconnu pour être associé à une vulnérabilité aux perturbations relativement élevée et donc à un certain risque d'instabilité opérationnelle [2]. Après une brève introduction des

stratégies de contrôle conventionnelles, la présente section se concentrera sur le contrôle d'un de ces problèmes, soit le foisonnement filamenteux.

2.3.1 Stratégies de contrôle conventionnelles

Dans un système de traitement par boues activées conventionnel, trois variables peuvent traditionnellement être contrôlées afin de répondre aux objectifs de traitement, soit le taux d'aération, le taux de recirculation des boues et le taux de purge des boues [39]. Les stratégies de contrôle les plus communément utilisées sont [40] :

- l'ajustement de l'âge des boues ou le contrôle de la purge des boues,
- l'ajustement du taux de charge organique, habituellement défini comme le ratio de la quantité de nourriture disponible sur la quantité de microorganismes présents (F/M),
- l'égalisation du débit,
- des modifications au niveau de la configuration du procédé (l'utilisation de sélecteurs par exemple),
- l'ajustement du ratio de recirculation des boues,
- l'ajustement de l'oxygène dissous par l'entremise du système d'aération,
- l'ajout de produits chimiques pour :
    - permettre un tamponnage au niveau du pH,
    - ajouter des nutriments (N et P) en excès,
    - contrôler certains microorganismes indésirables et
    - améliorer la décantation.

D'excellentes revues des stratégies de contrôle du PBA sont de plus disponibles dans la littérature [41, 42]. Encore de nos jours, les usines sont pourtant souvent contrôlées à l'aide de règles développées sur une base ad hoc et les plages d'opération pour les paramètres de contrôle sont habituellement déterminées par essai et erreur, à l'aide de connaissances théoriques [43].

Les problèmes opérationnels dans le PBA peuvent être causés par certaines conditions dans le bassin d'aération ou dans le décanteur secondaire. A cause de la recirculation des boues, les conditions prévalant dans le bassin d'aération auront un effet sur celles dans le décanteur secondaire et vice-versa. La majorité des problèmes prennent racine dans le bassin d'aération et sont plutôt reliés aux problèmes de séparation des solides dans le décanteur secondaire, problèmes regroupés sous l'appellation foisonnement. Mis à part la surcroissance de bactéries filamenteuses, le foisonnement des boues activées peut, entre autres, être due à la production excessive de substances polymériques extracellulaires [44-46] ou à la formation de petits flocs et d'organismes dispersés [47, 48]. Malgré une littérature fertile sur les causes et le contrôle du foisonnement, une mauvaise décantabilité des boues est toujours considérée comme étant un des problèmes les plus importants dans les systèmes de traitement à grande échelle [25, 49].

Le foisonnement filamenteux représente 95 % des cas de foisonnement de systèmes de boues activées en général [45] et 20 % des problèmes opérationnels dans l'industrie des pâtes et papiers [7]. Son contrôle est décrit plus en détail à la prochaine section.

2.3.2 Contrôle du foisonnement filamenteux

Il existe deux façons de contrôler le foisonnement causé par une surcroissance de bactéries filamenteuses : les méthodes non spécifiques qui traitent les conséquences ou les symptômes du foisonnement et les méthodes spécifiques ou biologiques qui visent la suppression de la croissance des bactéries filamenteuses.

Le premier groupe de méthodes inclut l'utilisation d'oxydants comme dans le cas de la chloration, l'utilisation d'aides à la décantation ainsi que la manipulation des boues. Parce que la plupart des bactéries filamenteuses responsables du foisonnement croissent à l'extérieur des flocs, celles-ci sont plus vulnérables à l'action des oxydants que les bactéries floculantes [50]. La chloration est la méthode la plus utilisée pour temporairement soulager un système du foisonnement dans l'industrie canadienne des pâtes et papiers [7, 29]. Les aides à la décantation sont aussi utilisés afin de lester les flocs foisonnants (ex.: coagulants inorganiques) ou, dans le cas de polymères synthétiques, afin de surmonter le pontage ou la structure de floc diffuse associée au foisonnement filamenteux [24]. L'utilisation de produits chimiques n'est pas la

solution idéale au foisonnement et elle ne s'avère pas nécessairement la plus rentable, mais elle constitue toutefois une méthode rapide et fiable à utiliser en situation d'urgence. Les méthodes de manipulation des boues incluent l'augmentation du débit de boues recirculées et la réduction de la concentration des matières en suspension dans la liqueur mixte (MESLM) à l'affluent du décanteur secondaire. Ceci peut être effectué en augmentant le débit de boues purgées. Une étude rapporte que la flexibilité au niveau du contrôle des boues recirculées peut être un facteur important pour le contrôle du foisonnement filamenteux dans des usines traitant de fortes charges en substrat organique soluble [51].

Le groupe de méthodes biologiques vise à diriger les flux de substrats et de nutriments vers les bactéries floculantes et ainsi minimiser leur accès aux bactéries filamenteuses. Ces méthodes dites préventives peuvent à leur tour être divisées en méthodes de sélection cinétique, sélection métabolique et sélection diffusionnelle.

La sélection cinétique se base sur les différences de taux de croissance et d'utilisation de substrat entre les bactéries floculantes et filamenteuses [52]. Dans des conditions de croissance équilibrée, c'est-à-dire lorsque la croissance et l'utilisation de substrat ont lieu de façon simultanée, deux types de stratèges peuvent être distingués : les microorganismes qui possèdent des taux de croissance et d'utilisation de substrat élevés lorsque présentés à de hautes concentrations en substrat, et ceux qui montrent une forte affinité au substrat lorsque confrontés à de faibles concentrations en substrat [53]. Les bactéries floculantes sont généralement considérées comme faisant partie du premier groupe de stratèges alors que les filamenteuses feraient partie du deuxième groupe. Ainsi, dans un réacteur complètement mélangé dans lequel les concentrations en substrat sont faibles et dans lequel aucun gradient de substrat n'existe, les bactéries filamenteuses pourraient prévaloir contre les floculantes. Inversement, dans un réacteur de type piston, caractérisé par de fortes concentrations ou par des gradients de concentrations, les bactéries floculantes devraient l'emporter. Cette constatation a mené au développement de sélecteurs cinétiques ou sélecteurs à haut F/M [54]. Ces sélecteurs placés en amont des bassins d'aération encouragent l'utilisation rapide de substrat par les bactéries floculantes, mais sont des outils spécifiques au combat des bactéries filamenteuses associées à de bas F/M. Ils ne sont pas conçus pour contrer le foisonnement filamenteux causé par d'autres facteurs comme la carence en nutriments et la septicité (présence de sulfures et d'AGV) [24].

Dans des conditions de croissance non équilibrée, l'utilisation de substrats et de nutriments et la croissance bactérienne sont partiellement ou complètement dissociées. Dans ce cas, la compétition entre les bactéries floculantes et filamenteuses est basée sur les capacités de stockage et d'accumulation de substrat de ces microorganismes. Des expérimentations ont été faites pour essayer de déterminer lequel de ces deux types de bactéries est favorisé dans de telles conditions, mais les résultats sont contradictoires. Par exemple, des études ont démontré que des bactéries floculantes présentaient une plus grande capacité de stockage que les bactéries filamenteuses [55, 56] alors que d'autres démontrent que ces dernières peuvent supplanter ces premières à ce niveau [57-59]. En ce qui a trait à l'accumulation, une étude des systèmes d'enlèvement biologique des nutriments stipule que l'oxyde nitrique, un intermédiaire de la dénitrification, est accumulé par les bactéries floculantes mais pas par les bactéries filamenteuses. L'oxyde nitrique intracellulaire inhibe alors l'utilisation de l'oxygène par les bactéries floculantes qui sont désavantagées lorsque soumises à des conditions aérobie. Les bactéries filamenteuses peuvent alors en tirer avantage et utiliser le substrat lentement biodégradable présent dans la liqueur mixte [60].

Alors que la sélection cinétique vise l'amélioration des conditions de croissance des bactéries floculantes, la sélection métabolique cherche à empêcher la croissance des filamenteuses en modifiant la disponibilité des voies métaboliques, c'est-à-dire en passant de conditions opératoires aérobies à des conditions d'anoxie ou anaérobies [25]. Ceci a mené au développement de sélecteurs en anaérobie et en anoxie. Des résultats contradictoires sur l'efficacité des sélecteurs (aérobie, anoxie ou anaérobie) à contrôler le foisonnement filamenteux dans l'industrie des pâtes et papiers, peuvent être trouvés dans la littérature [28, 29, 61-63]. A moins que des nitrates soient ajoutés, seuls les sélecteurs aérés et anaérobies peuvent être appliqués aux systèmes de cette industrie, parce qu'ils sont le plus souvent déficients en nitrates [64].

Comme dans certains cas, les sélecteurs n'ont pas connu le succès espéré, la théorie basée sur la sélection diffusionnelle a été proposée pour expliquer la compétition entre les bactéries floculantes et filamenteuses, particulièrement dans des systèmes d'enlèvement biologique des nutriments. L'hypothèse stipule que, lorsque des gradients de substrat limités par la diffusion existent à l'intérieur des flocs de boues activées, ces flocs ont tendance à adopter une structure plus ouverte qui favorise la croissance filamenteuse [37, 65]. Au sein de ces structures bactériennes, les bactéries filamenteuses peuvent maximiser leur ratio surface-volume et ainsi proliférer [66].

Finalement, il est reconnu que la participation simultanée au foisonnement de deux à quatre espèces de bactéries filamenteuses n'est pas rare dans des systèmes de boues activées traitant des effluents industriels, alors que dans des systèmes municipaux, le foisonnement n'est habituellement associé qu'à une ou deux espèces [67]. Le contrôle du PBA en est donc davantage compliqué.

2.4 Surveillance du procédé de traitement par boues activées et foisonnement filamenteux

Cette section se dédie à la revue des paramètres qui permettent d'évaluer le bon fonctionnement et la performance du PBA, particulièrement ceux reliés à la décantation et au foisonnement des boues activées et ceux permettant d'identifier, de caractériser et de quantifier les différentes populations présentes. Des techniques conventionnelles et novatrices sont considérées.

Le PBA peut être opéré et contrôlé en surveillant les caractéristiques de l'affluent et de l'effluent et d'autres paramètres comme la DBO, la DCO, l'OD, les MES, le pH, le F/M et les concentrations en azote ammoniacal ($N\text{-}NH_4$) et en orthophosphates ($o\text{-}PO_4$). Ces paramètres ne sont pourtant pas directement liés à l'activité de la biomasse présente dans le système et responsable de la biodégradation des polluants. La formation de boues ainsi que la multitude de mécanismes biochimiques, physiques et chimiques impliqués dans les boues activées sont des facteurs très importants dans le bon fonctionnement du PBA. La plupart de ces phénomènes sont mesurés indirectement et, généralement, les ensembles de paramètres utilisés ne comprennent pas de variables décrivant directement la composition microbienne de la population des boues ou des flocs. Plusieurs quantités ont été développées, mais elles ne sont pas toutes utilisées de façon routinière dans le contrôle des procédés. Par exemple, très peu d'études rapportent l'application de la respirométrie à la surveillance et au contrôle du PBA dans l'industrie des pâtes et papiers [68].

La discussion sur les problèmes reliés à la microbiologie des boues activées met en évidence qu'il est critique d'assurer une bonne décantation des boues. Les caractéristiques de sédimentation des boues, telles qu'exprimées par les divers indices de volumes de boues (IVB) sont donc d'importance capitale pour le contrôle du PBA.

Tableau 2.3: Définitions opérationnelles d'une boue foisonnante

Paramètre	**Définition**	**Référence**
Indice de volume des boues (IVB)	IVB > 120-150 mL/g	[52, 69]
Indice de volume des boues agitées (IVBA)	IVBA > 120 mL/g	[70]
Indice de volume des boues diluées (IVBD)	IVBD > 350 mL/g	[71]
Vitesse de décantation en piston (zone settling velocity ou ZSV)	ZSV < 3 m/h	[52]

Une boue foisonnante est décrite par un nombre de définitions opérationnelles dans la littérature et le Tableau 2.3 en présente les détails. Par contre, chaque PBA affiche une valeur spécifique d'IVB à partir de laquelle les boues s'accumulent dans le décanteur secondaire, et cette valeur est probablement dépendante de la conception, de l'opération et de la performance de l'équipement de décantation secondaire. Une boue foisonnante n'est donc pas nécessairement synonyme d'un problème de foisonnement, dépendamment de la capacité du décanteur secondaire à contenir les boues. Dans les systèmes de boues activées, la décantation est typiquement en piston [72] et la présence d'un grand nombre de bactéries filamenteuses se traduit en hautes valeurs d'IVB et en de basses vitesses de décantation.

Des clés d'identification microscopique ont été développées afin d'identifier les bactéries filamenteuses et ainsi aider à contrôler leur croissance de façon efficace [24, 73]. Quoique permettant une identification relativement fiable des filaments, ces méthodes sont limitées. Par exemple, il n'existe pas de relation évidente entre la morphologie filamenteuse et la physiologie de la bactérie [74]. Traditionnellement, les connaissances physiologiques des microorganismes sont obtenues à partir d'études en culture pure où les substrats préférés ainsi que l'effet des différents accepteurs d'électrons sur la croissance peuvent être étudiés. Cependant, les études en culture pure sont laborieuses et les résultats peuvent être difficiles à transférer à des systèmes biologiques complexes comme le PBA. De plus, seulement 10 à 15 % des microorganismes présents dans les boues activées peuvent former des colonies sur milieu gélosé [75-77].

Les observations microscopiques peuvent également aider à dériver un certain nombre de paramètres quantitatifs décrivant la présence de bactéries filamenteuses :

- Le « total extended filament length » (TEFL) [26, 78]; µm/mL,
- L'abondance en bactéries filamenteuses (filament abundance) [24]; échelle de 0 à 6,

- Le compte de bactéries filamenteuses (filament count) [79]; # d'intersections/gMESLM, et
- L'indice de bactéries filamenteuses (filament index) [73]; échelle de 0 à 5.

Un examen microscopique peut également s'attarder à la taille et à la forme des flocs et à la présence de colonies bactériennes (zooglées, nitrifiantes et accumulatrices de phosphate, par exemple) et de protozoaires et autres organismes supérieurs. Le recensement des organismes supérieurs peut également être utile en ce qui a trait aux problèmes de décantation et de foisonnement. Par exemple, les ciliés libres nageurs et les ciliés carnivores ont été associés à une mauvaise décantation [24, 80], alors que les flagellés ont été observés dans des conditions de hauts F/M et dans des systèmes à haute teneur en DBO soluble et à faible concentration en OD [24, 81, 82]. La densité des ciliés rampants diminue quant à elle drastiquement lorsque les valeurs d'IVB s'approchent de l'état de foisonnement [82].

Des outils de biologie moléculaire, comme l'hybridation in situ en fluorescence (fluorescent in-situ hybridization ou FISH), sont utilisés pour identifier et étudier les bactéries filamenteuses [59, 83, 84]. Ces outils sont inappropriés si introduits de façon routinière, à cause de leur coût élevé et du haut niveau de connaissance requis pour les opérer [85]. Une technique quantitative basée sur l'analyse d'images a également été utilisée pour mesurer les concentrations respectives de bactéries floculantes et filamenteuses [86].

Au cours des années 1990, des progrès considérables dans l'analyse des populations bactériennes ont pu être observés grâce à l'avènement de plusieurs techniques moléculaires dans le traitement des eaux usées, basées notamment sur des analyses de l'ATP, de l'acide désoxyribonucléique (ADN) [87], de l'acide ribonucléique (ARN) et des lipides [88]. Par exemple, une étude indique que le ratio ARN/ADN de certaines bactéries filamenteuses pourrait être utilisé pour prédire leur croissance et ainsi surveiller l'apparition de problèmes de foisonnement [89]. Ces méthodes donnent en général une excellente information sur la biomasse active mais ne sont pas assez spécifiques et requièrent une procédure et de l'équipement analytique complexes [90]. D'excellentes revues des méthodes analytiques modernes sont disponibles dans la littérature [91, 92]. La prochaine section explore l'utilisation de l'ATP dans des systèmes de boues activées.

2.4.1 Utilisation de l'adénosine triphosphate (ATP)

Les perturbations de procédé reliées à la microbiologie sont souvent causées par l'incapacité des opérateurs à rapidement détecter et diagnostiquer des changements de populations et de changements dans l'état de santé de la biomasse [93]. La biomasse dans un système de boues activées, est communément mesurée à l'aide des matières volatiles en suspension dans la liqueur mixte (MVESLM) ou à l'aide des MESLM. Les eaux usées de l'industrie des pâtes et papiers contiennent une fraction élevée de solides peu ou non biodégradables qui s'accumulent dans les flocs et faussent les données de viabilité de la biomasse dans les bassins d'aération, telle que mesurée par les différents tests de MES [94]. De plus, les mesures des MVESLM et des matières volatiles en suspension (MVES) ne permettent pas de différencier les cellules vivantes des cellules mortes. L'ATP a été utilisé afin de refléter de façon fiable la biomasse active dans les systèmes de boues activées [95, 96].

L'ATP est une molécule utilisée chez tous les organismes vivants pour fournir de l'énergie aux réactions chimiques. L'ATP est la plaque tournante de l'activité métabolique et est la réserve d'énergie de la cellule [97]. La méthode de mesure utilisant le système luciférine-luciférase sert depuis plusieurs années à estimer l'ATP dans des systèmes de boues activées [96, 98-101]. Dans cette méthode, l'énergie chimique produite par la fragmentation de l'ATP est convertie en énergie lumineuse et chaque molécule d'ATP consommée dans la réaction produit un photon de lumière :

$$ATP + luciférine + O_2 \xrightarrow{luciférase-Mg^{2+}} AMP + PP_i + oxyluciférine + lumière \qquad (2.1)$$

où :

AMP = adénosine monophosphate,

PP_i = pyrophosphate.

Les mécanismes cellulaires maintiennent un niveau d'ATP relativement constant dans les cellules viables, mais la teneur globale en ATP dans les matières solides des boues activées peut varier pour plusieurs raisons. Des changements dans la concentration en ATP peuvent être dus à la dynamique des populations des boues activées, à des substances toxiques, à des facteurs de stress

environnementaux et à des changements au niveau de la concentration des substrats [102-104]. La variabilité dans la teneur en ATP dans les boues peut aussi être liée à des variations dans le pourcentage de biomasse active dans le système. De hautes concentrations en ATP dans les boues activées ont été associées à des cellules qui entraient dans un état métabolique de repos pendant lequel l'ATP n'est pas utilisé aussi rapidement qu'il est produit [105, 106]. Dans des conditions d'alternance entre l'abondance et l'absence de substrat (famine), le taux d'utilisation du substrat de certains microorganismes sera supérieur à ce qui est requis pour la croissance et l'ATP pourrait s'accumuler [107].

Des fractions de biomasse active, dérivées de mesures d'ATP, de 8 à 30 % des MESLM et de 10 à 20 % des MVESLM, ont été observées dans des systèmes de boues activées municipaux [95, 108]. Par ailleurs, des résultats ont été jugés non concluants quant à l'estimation de la biomasse active dans des eaux de lavage d'un biofiltre [109]. Une plage de 20 à 40 % des MESLM ainsi que des teneurs en ATP de 0,5 à 1,2 mg ATP/g MESLM sont aussi rapportées pour un certain nombre d'usines de pâtes et papiers [93, 96]. La viabilité de la biomasse varie de façon significative avec l'âge de boues et il a été observé que la teneur en ATP des boues était reliée au taux d'utilisation de l'oxygène et à la décantation [104, 110]. Il est ainsi suggéré que le comportement des boues activées quant à la décantation est dépendant de son activité biologique : une corrélation linéaire a été trouvée entre l'IVB et la masse d'ATP par unité de matières solides dans les boues [111]. De hautes concentrations en ATP ont également été associées à de petits flocs et donc à une faible décantabilité [112]. Finalement, l'ATP a été mesuré de façon extensive afin de tester son potentiel à optimiser le contrôle de l'âge de boues et de la recirculation des boues et à prédire l'efficacité du traitement dans plusieurs usines de pâtes et papiers [43]. Les résultats de cette étude ont indiqué que la pertinence de l'ATP pour le contrôle de l'usine de traitement des eaux usées était mise en doute à cause des possibles interférences entrant en jeu dans la préparation et l'analyse des échantillons. L'auteur indique de plus que l'interprétation des données d'ATP est difficile, et que par exemple, de hautes concentrations en ATP pourraient être associées au foisonnement filamenteux comme à une population jeune et en santé.

2.5 Modélisation du procédé de traitement par boues activées

Les stratégies de modélisation existantes applicables aux procédés industriels en général peuvent être divisées en méthodes mécanistes et empiriques, dépendamment de la quantité et de la qualité de l'information disponible pour décrire le phénomène étudié. Ces deux approches seront présentées dans cette section. Premièrement, des modèles mécanistes des boues activées et du foisonnement filamenteux seront présentés et discutés. Les modèles empiriques touchant le foisonnement filamenteux, plus particulièrement ceux développés à l'aide de réseaux de neurones (RN), seront ensuite analysés.

2.5.1 Modélisation mécaniste du procédé de traitement par boues activées

Malgré l'extrême complexité de la dynamique de la population microbienne des boues activées, plusieurs avancements ont été remarqués dans l'axe de recherche de la modélisation mécaniste des eaux usées. Encore considéré de nos jours comme un modèle de référence, le modèle ASM1, développé par des groupes de travail de l'IWA, a catalysé l'acceptation générale de la modélisation d'usines de traitement des eaux usées, autant dans la communauté scientifique que dans l'industrie. Le modèle divise la grande variété de composés organiques carbonés et azotés en un certain nombre de fractions basées sur la biodégradabilité et sur la solubilité de ceux-ci. Il décrit les réactions concernant les substrats, les bactéries, les nutriments et l'oxygène à l'aide de treize variables d'état et de huit processus [113] :

- La croissance aérobie de la biomasse hétérotrophe, limitée par le substrat rapidement biodégradable et l'oxygène dissous,
- La croissance anoxie de la biomasse hétérotrophe, limitée par le substrat rapidement biodégradable et les nitrates,
- La croissance aérobie de la biomasse autotrophe, limitée par l'azote ammoniacal et l'oxygène dissous,
- La dégradation de la biomasse hétérotrophe en substrat lentement biodégradable et en produits particulaires provenant de cette dégradation,

- La dégradation de la biomasse autotrophe en substrat lentement biodégradable et en produits particulaires provenant de cette dégradation,
- La transformation de l'azote organique soluble en azote ammoniacal. Ce processus est appelé ammonification,
- L'hydrolyse du substrat lentement biodégradable en substrat rapidement biodégradable, et
- L'hydrolyse de l'azote organique particulaire en azote organique soluble.

D'autres composantes, comme la matière organique inerte soluble, la matière organique inerte particulaire ainsi que l'alcalinité, ne sont impliquées dans aucun processus de conversion, mais sont toutefois importantes pour la performance du modèle et du procédé.

Le modèle ASM1 a été modifié pour prendre en compte l'enlèvement biologique et chimique du phosphore, dans le modèle ASM2 [114], ou afin d'inclure de plus l'activité dénitrifiante des organismes accumulateurs de phosphore, dans le modèle ASM2d [115]. Le modèle ASM3 est une autre extension du modèle ASM1 qui reconnaît l'importance des polymères de stockage dans la croissance des bactéries hétérotrophes [116]. Le modèle TUDP pour l'enlèvement du phosphore est un autre exemple de modèles utilisés pour l'étude de la dynamique de la population dans les systèmes de boues activées [117]. Ces modèles ont tous été développés pour l'étude du traitement des eaux municipales.

Le modèle le plus utilisé comme base afin de décrire le PBA dans l'industrie des pâtes et papiers est le modèle ASM1. Premièrement, une étude a utilisé ASM1 tel quel, afin d'élaborer des recommandations pour l'optimisation de l'opération d'une usine, dans des conditions de régime permanent [118]. D'autres études se sont servies du modèle ASM1 mais ont modifié les processus de base pour tenir compte de caractéristiques propres à l'industrie des pâtes et papiers. Par exemple, une composante limitant la croissance aérobie de la biomasse hétérotrophe à l'aide de l'azote ainsi qu'une fraction soluble et lentement biodégradable de la DCO ont été introduites afin de mieux refléter la nature complexe des eaux usées de cette industrie, plus particulièrement à une usine PTM et de désencrage [119]. Cette version modifiée d'ASM1 a permis d'obtenir de bonnes prédictions de la DCO à l'effluent final mais a échoué à prédire les MES et l'azote aussi exactement. Avec des données de la même usine, une autre étude a incorporé à ASM1 des

variables d'état représentant le phosphore, ses transformations dans les boues activées ainsi que l'influence des organismes supérieurs [120]. Le modèle a d'abord été validé pour des conditions de régime permanent et des simulations dynamiques ont ensuite démontré l'influence des protozoaires, de l'âge de boues et de la consommation de luxe du phosphore sur les besoins en nutriments du procédé et sur sa performance.

Le modèle ASM3 a également été utilisé dans l'industrie des pâtes et papiers et a donné des prédictions satisfaisantes pour le système traitant l'effluent d'une usine de pâte chimico-thermomécanique (PCTM) [121]. Les auteurs rapportent que la haute teneur en substrat rapidement biodégradable dans cet effluent a été déterminante dans le choix d'ASM3 pour modéliser le procédé de traitement à l'usine étudiée. ASM3 a par ailleurs été recommandé pour les eaux industrielles à fortes concentrations en DCO et chargées en substrat rapidement biodégradable, parce qu'il tient compte des produits de stockage à l'intérieur des cellules [122]. Une étude propose d'ailleurs que les réactions métaboliques ayant lieu à l'intérieur des cellules microbiennes continuent sur une période de temps prolongée dans les boues d'une usine de pâtes et papiers [123], ce qui suggère la pertinence des produits stockés dans le traitement d'eaux usées papetières. Finalement, un modèle plus simple des PBA de l'industrie de pâtes et papiers n'incluait que la sorption et le stockage du substrat, la croissance qui en découle et la dégradation de la biomasse [124]. La croissance était limitée par la biomasse stockée, l'oxygène et un terme général représentant les nutriments dont la nature pouvait être spécifiée par l'utilisateur, et selon l'objectif de l'étude.

Étant donné que la nature des eaux usées de l'industrie des pâtes et papiers est variable d'une usine à l'autre, la caractérisation de l'affluent au système de boues activées est très importante à l'application de modèles comme ceux de l'IWA dans cette industrie, mais elle s'avère laborieuse. En effet, même si des connaissances a priori sur le système étudié sont disponibles, des tests en laboratoire doivent être menés afin de déterminer la composition de l'affluent et les différents paramètres cinétiques et stœchiométriques du modèle. Des études s'attardent à la détermination des fractions de DCO biodégradable, souvent à l'aide de la respirométrie [125], alors que d'autres cherchent à déterminer les fractions inertes [126]. Pour faciliter et standardiser l'effort de caractérisation, différents protocoles ou méthodologies ont été développés [127, 128].

Tableau 2.4: Fractionnement de la DCO d'effluents municipaux et de l'industrie des pâtes et papiers, selon le modèle ASM1

Fraction	**Type d'effluent**					
	Pâte Kraft blanchie	PTM + désencrage	PTM + désencrage	PCTM	PTM + désencrage	Municipal
S_S	0,42	0,22	0,51	0,28	0,49	0,25
X_S	0,11	0,59	0,11	0,34	0,23	0,45
S_I	0,33	0,09	0,16	0,33	0,16	0,10
X_I	0,14	0,10	0,22	0,05	0,12	0,20
Réf.	[129]	[118]	[119]	[130]	[131]	[8]

Le Tableau 2.4 résume les différentes fractions de DCO utilisées dans des études de traitement des eaux usées de l'industrie des pâtes et papiers et les compare à des eaux usées municipales typiques européennes. Ces fractions sont celles utilisées dans des efforts de modélisation à l'aide du modèle ASM1.

En plus des modèles de boues activées jusqu'ici abordés, des modèles du transfert d'oxygène [54] et de la décantation sont également nécessaires pour décrire une usine de traitement des eaux usées. Pour la modélisation des décanteurs secondaires, la détermination de la vitesse de décantation est un élément clé et plusieurs équations empiriques ont été développées pour décrire la relation entre celle-ci et la concentration en biomasse. Un des modèles les plus utilisés à cet effet est celui développé par Takács et al. (1991) qui calcule la vitesse de décantation à l'aide d'une double exponentielle [132]. D'excellentes revues de la décantation des boues activées sont disponibles dans la littérature [133, 134].

2.5.1.1 Modélisation mécaniste du foisonnement filamenteux

Les modèles mécanistes du foisonnement filamenteux sont élaborés pour étudier la compétition entre les bactéries floculantes et filamenteuses et se basent principalement sur les différences au niveau des taux de croissance dans des conditions spécifiques. Ces modèles sont présentés au Tableau 2.5 avec une brève explication de l'approche utilisée. Peu de ces modèles ont été testés avec des données d'usines à grande échelle et aucune étude mécaniste du foisonnement filamenteux dans l'industrie des pâtes et papiers n'a pu être répertoriée.

Tableau 2.5: Modèles mécanistes du foisonnement filamenteux

Description du modèle	**Type d'effluent**	**Référence**
Modèle de la compétition entre les filamenteuses et les floculantes basé sur la cinétique de croissance, dans des conditions de F/M bas	n/d	[135]
Modèle de la compétition entre les filamenteuses et les floculantes basé sur un modèle semblable aux modèles de l'IWA	Municipal	[136]
Modèle de la compétition entre les filamenteuses, les floculantes aérobies et les nitrifiantes basé sur les différents taux de croissance, dans des conditions d'OD bas	Municipal	[137]
Modèle de la compétition entre les filamenteuses et les floculantes basé sur les différents mécanismes de dénitrification dans des conditions de F/M bas	n/d	[138]
Modèle du microenvironnement d'un floc basé sur les différents taux de croissance et constantes de demi-saturation, dans des conditions de F/M et d'OD bas	n/d	[139]
Modèle de la compétition entre les filamenteuses et les floculantes basé sur les différents mécanismes de dénitrification dans des systèmes d'enlèvement de N et P	n/d	[140]
Modèle de la formation tridimensionnelle de flocs contenant des filamenteuses et des floculantes, adapté de la modélisation de systèmes de films biologiques	n/d	[65]
Modèle de la compétition entre les filamenteuses et les floculantes intégrant des éléments des théories cinétique et de la macrostructure filamenteuse, et le stockage	Synthétique	[31]
Modèle des interactions entre les filamenteuses, les floculantes et les protozoaires, basé sur les différents taux de croissance et constantes de demi-saturation	n/d	[141]

Les objectifs généraux poursuivis par les modèles mécanistes présentés au Tableau 2.5 étaient d'améliorer la compréhension des facteurs agissant sur la compétition entre les deux types de bactéries, mais aussi d'évaluer des stratégies de contrôle du foisonnement [136]. Il est par contre encore difficile d'évaluer de façon exacte l'occurrence et les conséquences du foisonnement filamenteux avec ce type de modèles. Un nombre de méthodologies alternatives répertoriées dans la littérature viennent compléter et supporter les connaissances sur le PBA et sur son opération, éléments qui sont résumés dans les modèles mécanistes. Elles sont particulièrement utiles dans les situations où les hypothèses utilisées lors de la conception d'un modèle mécaniste ne sont pas valides, par exemple, lorsque les données disponibles sont insuffisantes pour le calage du modèle ou encore lorsque les modèles ne décrivent pas suffisamment les processus de décantation des boues activées [142]. La prédiction des problèmes de décantation comme le foisonnement des boues est d'ailleurs un bon exemple pour illustrer les lacunes des modèles mécanistes. Ces derniers n'ont pas été développés pour fournir de l'information sur les changements des propriétés de décantation des boues même si la détérioration de celles-ci est une des principales causes de défaillance de procédé dans des usines de traitement des eaux usées. Le problème avec la plupart des modèles mécanistes de boues activées est que les caractéristiques microbiennes sont considérées comme étant constantes, en supposant donc que des conditions de régime permanent existent, alors qu'il faudrait que le modèle reflète les changements dans la composition et l'activité de la population microbienne. Il est donc nécessaire d'explorer également des méthodes plus empiriques.

2.5.2 Modélisation empirique du procédé de traitement par boues activées

Les modèles empiriques se basent uniquement sur les entrées et les sorties du procédé sans se soucier des connaissances physiques, chimiques et biologiques sur celui-ci. Ils sont donc d'une nature plus descriptive [143]. Différentes approches de modélisation empirique sont adoptées dans la littérature pour étudier le PBA et le foisonnement filamenteux et quelques exemples sont présentés dans cette section. Mais tout d'abord, les bases des RN sont explorées.

2.5.2.1 Réseaux de neurones

L'utilisation des RN est largement répandue à cause de leur comportement dans des situations de modélisation de systèmes non linéaires, comme dans le cas des systèmes de traitement biologiques des eaux usées. Par exemple, les RN ont été utilisés afin de prédire la performance d'usines de traitement des eaux usées ou la qualité de leur effluent final ainsi que pour la création de capteurs logiciels [144-148]. Une autre étude a également utilisé les RN pour développer une procédure semi-automatique d'analyse d'image (AI) pour la reconnaissance de protozoaires et de métazoaires [81]. Par contre, il est difficile d'interpréter les connaissances acquises des RN et il est difficile d'estimer la topologie optimale d'un réseau [149].

Un neurone est une unité de traitement de l'information fondamentale à l'opération d'un RN. Un neurone est constitué de quatre éléments distincts [150] :

- un ensemble de synapses ou de connexions caractérisées par des poids synaptiques,
- un poids de sommation qui a comme rôle d'additionner les signaux d'entrée pondérés,
- une fonction d'activation qui limite l'amplitude de la sortie d'un neurone, et
- un biais permettant d'augmenter ou de diminuer l'entrée nette de la fonction d'activation.

Un neurone *k* peut être décrit à l'aide des deux équations suivantes :

$$v_k = \sum_{j=0}^{p} w_{kj} x_j \tag{2.2}$$

$$y_k = \phi(v_k) \tag{2.3}$$

où :

v_k = potentiel d'activation du neurone *k*,

x_j = signal d'entrée *j* au neurone *k*,

p = nombre de signaux d'entrée,

w_{kj} = poids synaptiques du neurone *k*,

$\phi(\cdot)$ = fonction d'activation, et

y_k = signal de sortie du neurone *k*.

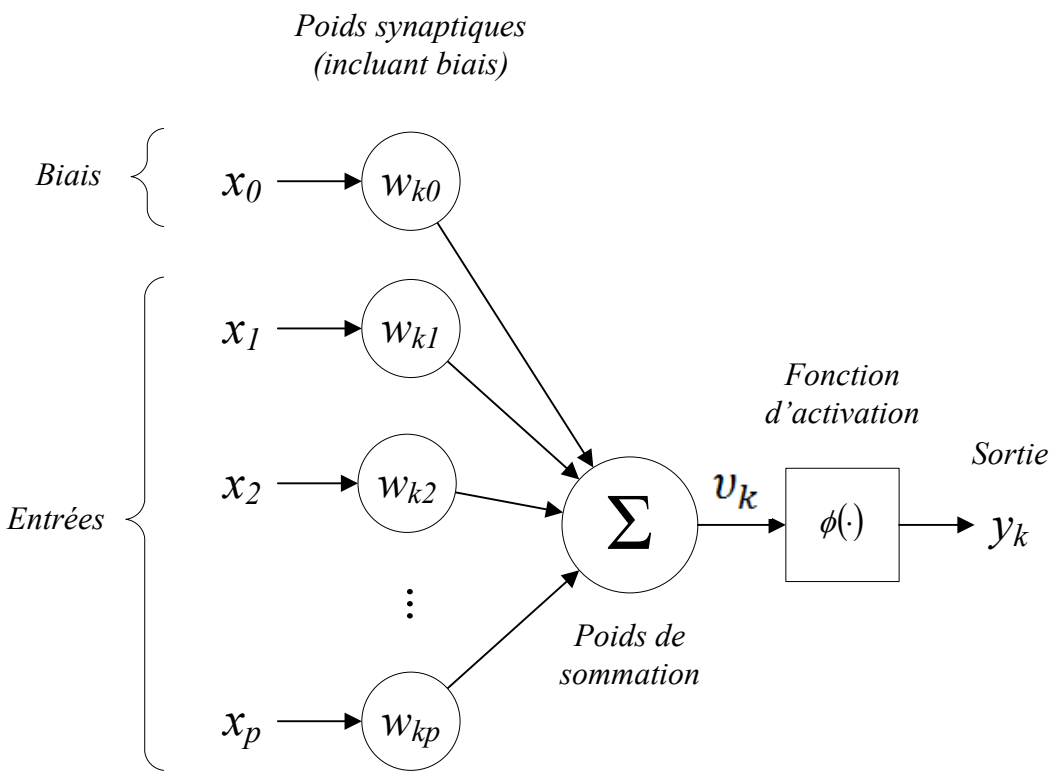

Figure 2.2: Modèle non linéaire d'un neurone

La Figure 2.2 présente le modèle non linéaire d'un neurone *k*. La façon de structurer les neurones dans un RN est intimement liée à l'algorithme d'apprentissage utilisé pour entraîner le RN [150]. Une classe importante de RN, les perceptrons multicouche, possèdent une couche d'entrée, une ou plusieurs couches cachées et une couche de sortie. La Figure 2.3 illustre l'architecture générique d'un perceptron multicouche avec *p* entrées, une couche cachée avec *k* neurones (Ne) et une sortie (y_1).

Cette classe de RN a été appliquée avec succès dans plusieurs études dans la littérature, plus particulièrement lorsqu'entraînée à l'aide de l'algorithme de rétropropagation. Cet algorithme utilise deux passes de calcul pour l'apprentissage, pendant lequel l'objectif principal est la minimisation d'une fonction d'erreur, comme l'erreur quadratique moyenne. Premièrement, une passe vers l'avant est initiée pendant laquelle les poids synaptiques restent inchangés et les calculs sont effectués neurone par neurone afin d'obtenir une valeur de sortie.

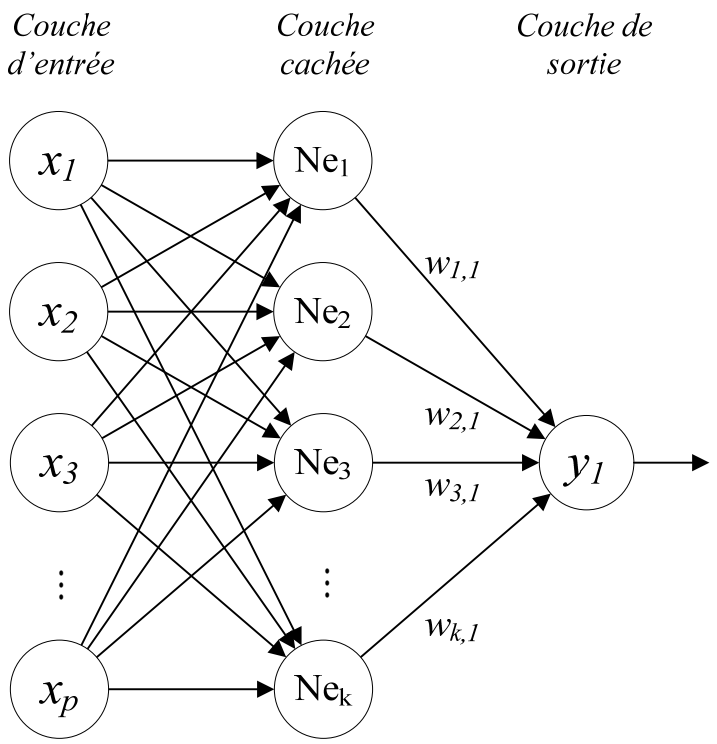

Figure 2.3: Schéma d'un perceptron multicouche

Ensuite, une passe de retour commence à la couche de sortie et calcule l'erreur $e_j(n)$ entre la sortie $y_j(n)$ qui vient d'être obtenue et la valeur désirée $T_j(n)$, où n est l'indice représentant le numéro d'itération :

$$e_j(n) = T_j(n) - y_j(n) \tag{2.4}$$

Cette erreur permet alors de calculer l'ajustement des poids $\Delta w_{ji}(n)$ entre les nœuds j et i :

$$\Delta w_{ji}(n) = \eta \cdot \delta_j(n) \cdot y_i(n) \tag{2.5}$$

où :

η = taux d'apprentissage,

$\delta_j(n)$ = gradient local qui est égal au produit de l'erreur $e_j(n)$ et de la dérivée de la fonction d'activation associée.

Il est à noter qu'avec l'architecture présentée à la Figure 2.3, chaque neurone contient un biais représenté par le terme $w_{k0}x_0$. Des poids sont aussi appliqués aux connexions entre les nœuds de la couche cachée et le nœud de sortie, et donc les équations 2.2 et 2.3 ainsi que le modèle du neurone donné à la Figure 2.2 sont aussi valides pour le nœud de sortie.

Lorsque l'on conçoit un modèle de RN, le nombre de couches et le nombre d'unités dans chaque couche doivent être déterminés. Il n'existe pas de stratégie ou de théorie générales permettant de définir le nombre optimal de couches et de neurones cachés : ceci dépend probablement du problème spécifique étudié et de l'expérience du modélisateur. Ceci est dû au fait que la relation entre la performance d'un réseau et la taille de sa couche cachée n'est pas très bien comprise [147]. Dans plusieurs études des systèmes de boues activées, le nombre optimal de neurones cachés a été trouvé par essai et erreur [151-153].

Lorsque l'algorithme de rétropropagation est utilisé en apprentissage, il est préférable que le RN soit capable de bien généraliser, c'est-à-dire que les relations entre les entrées et les sorties calculées par le réseau soient appropriées pour des données qui n'ont pas été utilisées pour entraîner celui-ci. Le contraire, appelé surapprentissage, peut être relié à des ensembles de données bruitées ou à des données aberrantes ou encore à l'utilisation de petites quantités de données [145].

2.5.2.2 Modélisation empirique du foisonnement filamenteux

Les modèles présentés dans cette section se sont appliqués à fournir de l'information sur les relations entre les processus du PBA et les problèmes de décantation, tels que le foisonnement filamenteux. Les approches utilisées pour modéliser ce problème sont présentées au Tableau 2.6. Celles-ci comprennent les systèmes experts (SE), les RN, l'analyse multivariable et l'AI. À noter que dans le Tableau 2.6, PLS « signifie « partial least squares » ou la méthode d'analyse de régression partielle par les moindres carrés et ARX est utilisée pour représenter un modèle autorégressif avec entrées exogènes (autoregressive model with external inputs).

Toutes les études répertoriées ici utilisaient des données provenant de procédés de boues activées à grande échelle, sauf les études utilisant l'AI qui se sont fiées sur des montages en laboratoire avec ensemencement d'eaux usées provenant d'usines réelles.

Tableau 2.6: Modèles empiriques du foisonnement filamenteux

Approche	**Description**	**Type d'effluent**	**Réf.**
PLS	Prédiction du début du foisonnement à l'aide de relations entre des paramètres d'opération conventionnels et la qualité de l'effluent et de la décantation	Pâtes et papiers	[71, 154]
SE	Système basé sur des calculs de charge sur le décanteur secondaire et l'IVBA	n/d	[155]
SE	Évaluation du potentiel de foisonnement	Municipal	[156]
SE	Développement d'un système d'opération « intelligent » pour le foisonnement	Municipal	[157]
SE	Développement d'un indice de santé globale et d'un système de diagnostic et d'aide à la décision	Pâtes et papiers	[76]
SE	Système de diagnostic et d'analyse des problèmes de foisonnement	Industriel	[158]
RN	Modélisation de l'IVB un jour à l'avance en utilisant de l'information retardée sur des paramètres conventionnels	Municipal	[159]
RN	Détection, à l'aide de paramètres conventionnels, du foisonnement tel que décrit par la hauteur du voile de boues dans le décanteur secondaire	Chimique	[160]
RN	Détection, à l'aide de paramètres conventionnels, du foisonnement tel que décrit par une variation en forme d'échelon d'un paramètre de l'équation du taux de décantation	Municipal	[161]
RN	Détection, à l'aide de paramètres conventionnels et d'information qualitative sur la présence de filamenteuses, du foisonnement tel que décrit par les MES à l'effluent final	Municipal	[162]
AI	Caractérisation de la morphologie des boues activées pour la détection du foisonnement	Synthétique	[163]
AI + ARX	Prédiction de l'IVB à l'aide de paramètres dérivés d'observations microscopiques	Synthétique	[164, 165]

La plupart de ces modèles cherchaient à prédire l'occurrence de problèmes de foisonnement filamenteux ou encore à proposer des systèmes de diagnostic de ces problèmes.

La première des deux études utilisant PLS cherchait à prédire l'IVBD et l'enlèvement de la DCO, du N et du P à partir de paramètres conventionnels mesurés. Le modèle réussit à prédire des dérives de procédés sans pour autant prédire leur importance (amplitude), mais les prédictions s'avèrent être faibles dans certains cas. Selon les auteurs, les pics des évènements de foisonnement sont difficiles à prédire à cause du manque de données et de la faible fréquence d'échantillonnage. De plus, des délais sur les variables indépendantes de plus d'un jour seraient nécessaires pour vraiment capturer la dynamique du procédé [71]. L'autre étude avait comme objectif de prédire l'IVB et l'IVBD à l'aide de données conventionnelles d'une usine de traitement des eaux usées de pâtes et papiers [154]. Le modèle a permis de prédire les évènements de foisonnement deux à quatre jours à l'avance mais les auteurs soulignaient également le manque de données et le fait que des paramètres quantitatifs sur la microbiologie des boues activées pourraient améliorer la performance du modèle.

Un SE tente de simuler le processus de raisonnement de l'être humain en appliquant certaines inférences de connaissances spécifiques et de logique. Les décisions prises par des SE sont basées sur des situations programmées par les opérateurs et donc uniquement déjà rencontrées par ceux-ci. Il se peut donc que le SE doive être désactivé pour permettre aux opérateurs de prendre la relève lorsque survient un évènement de foisonnement déclenché par de nouveaux facteurs ou de nouvelles combinaisons de facteurs. La plupart de ces systèmes constituent également des plans d'action réactifs plutôt que préventifs.

Quelques études se sont penchées sur l'utilisation des RN dans le contexte du foisonnement filamenteux. Belanche et al. (2000) a trouvé que l'information qualitative quant à la présence de filamenteuses et de protozoaires exerçait une influence bénéfique sur la prédiction des MES à l'effluent, quoique cette influence fut très variable. Fuente et Vega (1999) et Miller et al. (1997) ont également cherché à prédire le foisonnement filamenteux, mais uniquement à l'aide de paramètres conventionnels tels que les débits, l'OD, le pH, la DBO et la DCO. Dans deux comptes rendus de l'utilisation des RN, des paramètres conventionnels sont retardés pour prédire le foisonnement. Capodaglio et al. (1991) ont retardé les entrées au RN d'un maximum de cinq

jours afin de prédire l'IVB une journée à l'avance alors que Belanche et al. (2000) ont utilisé un délai de deux jours sur les entrées pour prédire l'IVB à $t = 0$, soit le jour actuel.

Finalement, afin d'exploiter de façon quantitative l'information donnée par les observations microscopiques, quelques auteurs utilisent l'AI conçue pour réduire la charge de travail dans l'identification des bactéries filamenteuses dans les boues activées. Da Motta et al. (2002) utilisent une procédure automatisée de caractérisation de la morphologie des boues activées afin de surveiller une usine pilote et détecter le foisonnement. Les auteurs réussissent à établir des corrélations entre l'IVB et la vitesse de décantation et la longueur totale des filaments, leur nombre et la taille des flocs. Banadda et al. (2005) et Smets et al. (2006) cherchent quant à eux à établir des corrélations entre l'information donnée par l'AI et l'IVB. Les auteurs concluent que le paramètre décrivant la longueur totale des filaments augmente au même moment que l'IVB et ne permet donc pas de prendre des actions proactives quant au contrôle du foisonnement [164, 165].

Des combinaisons d'outils empiriques s'attardent également à la modélisation d'aspects reliés au PBA, mais la seule étude de ce type répertoriée traitant du foisonnement filamenteux est celle de Miller et al. (1997), qui utilise une combinaison d'analyse en composantes principales, de RN et de relations semi-empiriques pour prédire la hauteur du voile de boues dans un décanteur secondaire. L'analyse en composantes principales a été appliquée à la réduction de la dimensionnalité des données d'entrée au RN, jugées en quantités insuffisantes pour créer une structure de modèle significative et parcimonieuse.

Finalement, les avantages des modèles empiriques et mécanistes peuvent être jumelés dans un modèle hybride, à l'aide de deux stratégies distinctes, soit en série et en parallèle. Dans les stratégies en série, la composante empirique décrit les aspects sous-jacents ou inconnus du procédé étudié alors que la composante mécaniste décrit les aspects fondamentaux qui peuvent être exprimés à l'aide d'équations mathématiques. Dans un exemple de cette stratégie, des RN prédisent les facteurs d'efficacité pour la croissance hétérotrophe à l'aide de variables d'opération conventionnelles. Ces facteurs sont nécessaires au bon fonctionnement d'un modèle mécaniste des limitations de nature diffusionnelle dans un floc de boues activées [166]. La stratégie de jumelage en parallèle utilise la composante empirique pour estimer l'erreur résiduelle entre les prédictions d'un modèle mécaniste et les données mesurées. Quelques études ont utilisé cette approche pour ainsi corriger les prédictions de modèles mécanistes de boues activées [167-169].

Les stratégies hybrides constituent de bons compromis car ils permettent de développer des modèles mathématiques exacts tout en minimisant les efforts expérimentaux. Par contre, aucun modèle hybride du foisonnement filamenteux n'a pu être trouvé dans la littérature.

2.6 Lacunes dans l'ensemble des connaissances

La revue critique de la littérature présentée ci-haut a permis d'identifier des lacunes dans l'ensemble des connaissances. Ces lacunes touchent la problématique principale du foisonnement filamenteux et abordent les thèmes généraux de la surveillance, de la prédiction et du diagnostic des problèmes de foisonnement filamenteux.

La variabilité dans la configuration des procédés de traitement par boues activées, utilisés dans l'industrie des pâtes et papiers et dans les caractéristiques de leurs effluents fait en sorte que les populations et espèces présentes dans les boues activées sont très différentes d'une usine à l'autre. Il est donc difficile d'établir des heuristiques générales propres au contrôle du PBA, et plus spécifiquement du foisonnement filamenteux. D'autant plus que la surveillance et le contrôle du PBA sont majoritairement effectués à l'aide de paramètres conventionnels décrivant la nature physique, chimique et biochimique des eaux usées et des boues activées, et s'attardant peu à s'informer de l'activité de la biomasse présente dans le système.

Alors que les avancées dans les domaines de la microbiologie et de la biochimie ont grandement contribué à une meilleure compréhension des processus inhérents au traitement des eaux usées, le plein potentiel de ces avancées n'a pas encore été réalisé : l'information apportée par ces techniques moléculaires et génétiques émergentes n'est toujours pas intégrée à la modélisation et à la conception de systèmes de traitement des eaux usées [170], ou encore de façon routinière à l'opération de tels systèmes. L'utilisation d'analyseurs de gènes jumelée à la caractérisation des bactéries filamenteuses et à la définition des bonnes conditions de contrôle et d'opération est d'ailleurs considérée comme un défi de taille dans le contrôle du foisonnement des boues [74]. Par exemple, dans un contexte de contrôle du foisonnement filamenteux, la méthode FISH ne pourrait pas aider à surveiller les souches des bactéries associées à ce problème dans un système non foisonnant puisqu'il se pourrait que celles-ci ne soient pas encore assez nombreuses pour être

détectées [34]. De plus, les nouvelles méthodes microbiologiques émergentes ne génèrent que peu souvent de l'information quantitative.

LACUNE 1 : L'apparition soudaine du foisonnement peut être due à une série de perturbations ou de stress [171] qui peuvent mener à des changements progressifs des populations bactériennes dans les boues activées. Il existe donc un besoin de surveiller le PBA à l'aide d'informations quantitatives reliées à la microbiologie et à l'état de santé de ces boues. Ces informations doivent également permettre d'évaluer son potentiel à foisonner.

La littérature rapporte que plusieurs facteurs contribuent au développement excessif de bactéries filamenteuses et comme une lancée vers un tel état est souvent due à une combinaison de ces facteurs, il est difficile d'en prédire l'occurrence et d'empêcher « l'inévitable ». Le début d'un problème de foisonnement filamenteux doit donc être identifié afin de fournir aux opérateurs des PBA un délai de réaction suffisant, et ce, parce que ce problème est le résultat d'une dynamique lente [172] et qu'il est caractérisé par une certaine impulsion difficile à contrer. Dans trois études discutées dans la revue de la littérature, des délais ont été appliqués à l'information choisie pour prédire le foisonnement filamenteux [71, 159, 162]. L'importance d'utiliser des délais est donc reconnue, même si leur utilisation est limitée à quelques jours avant le jour actuel. Par contre, toutes ces études de prédisent pas le foisonnement filamenteux suffisamment d'avance et la plupart se basent encore sur l'influence de facteurs physiques et chimiques conventionnels (tels que décrits au Tableau 2.2) pour prédire son occurrence. Un certain nombre d'études de modélisation ou de prédiction du foisonnement filamenteux utilisent des informations dérivées d'observations microscopiques, mais les résultats sont peu satisfaisants. Par exemple, Banadda et al. (2005) concluent que l'utilisation d'un paramètre relié à la longueur des filaments n'aide pas à la prédiction du début du foisonnement puisqu'il augmente au même moment que l'IVB. De même, l'étude de Belanche et al. (2000) conclut que l'information microscopique qualitative aide à la prédiction des MES à l'effluent final (utilisées comme indicateur de foisonnement) de façon très variable, et que l'information quantitative apportée par des paramètres conventionnels tels que des débits et concentrations était supérieure à cet égard. Quant aux techniques moléculaires

recensées, elles sont plutôt dédiées à l'identification des bactéries filamenteuses. Aussi, leur utilisation dans un contexte d'opération et de prévention est encore limitée. Finalement, plusieurs techniques de mesure et de caractérisation des propriétés de décantation des boues activées ont été développées au cours des années, comme les divers indices de volume de boues et la ZSV. L'objectif de ces méthodes est tout d'abord d'obtenir de l'information sur l'étendue des problèmes de décantation éprouvés par le système de traitement, mais les méthodes actuelles ne permettent pas de fournir des avertissements fiables quant à l'occurrence de problèmes de foisonnement. Il est souvent trop tard pour réagir et éviter l'utilisation de méthodes non spécifiques de contrôle du foisonnement filamenteux.

De façon générale, la capacité de prédiction des outils et des approches discutés est limitée. Les modèles hybrides pourraient mieux performer en tirant profit des avantages des modèles mécanistes et empiriques, mais ils n'ont pas été utilisés pour prédire le foisonnement filamenteux.

LACUNE 2 : La plupart des modèles recensés dans la littérature ne préviennent qu'après que les premiers signes d'une mauvaise décantation se soient manifestés. Il existe donc un besoin de prédire les problèmes de foisonnement <u>à l'avance</u> en s'assurant que les paramètres utilisés à cet effet soient des <u>précurseurs</u> de foisonnement et que tous les <u>délais</u> soient explorés. En identifiant de façon appropriée le début du foisonnement, il est possible de passer d'un mode opérationnel conventionnel réactif à un mode d'opération proactif.

Les approches mécanistes et empiriques révisées de modélisation du PBA et plus particulièrement du foisonnement filamenteux apportent toutes de l'information pertinente à la résolution du problème de foisonnement :

- Des connaissances fondamentales sur les systèmes de boues activées et sur la compétition entre les bactéries filamenteuses et floculantes;
- De l'information sous-jacente sur l'opération et sur la décantation des boues activées, comprise dans les données d'opération historiques;

- Des heuristiques et des connaissances tirées de l'expérience d'experts et d'opérateurs à propos du diagnostic de problèmes de foisonnement filamenteux;
- Des indicateurs que des opérateurs peuvent facilement suivre et incorporer dans leur routine décisionnelle ainsi que des signaux d'alerte leur permettant de mieux traiter les problèmes de foisonnement filamenteux dans des systèmes réels à grande échelle;
- Des données sur l'état de santé de la biomasse des boues activées et dérivées d'observations microscopiques.

Il existe pourtant un manque d'intégration de ces différentes sources de connaissances et d'informations.

LACUNE 3 : Des évaluations systématiques et structurées sont rarement appliquées au diagnostic du foisonnement filamenteux. Il existe donc un besoin de développer une approche systématique et structurée qui incorpore les connaissances sur le foisonnement filamenteux afin d'identifier son début ainsi que les facteurs et les sources contribuant à son déclenchement. L'information présentée aux opérateurs doit être présentée de sorte qu'elle soit facile à comprendre et à interpréter.

CHAPITRE 3 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE GLOBALE

Cette section présente l'approche méthodologique globale utilisée pour les travaux rapportés dans cette thèse et approfondit quelques-unes de ces étapes. La deuxième sous-section est quant à elle dédiée à la description de l'usine hôte du projet, plus particulièrement au PBA qui a fourni les données et l'information nécessaires à la complétion du projet.

3.1 Méthodologie globale

La Figure 3.1 illustre les étapes de la méthodologie globale. Le projet débute avec un stage à l'usine de pâtes et papiers pendant lequel les étapes d'acquisition de données et de surveillance du procédé à l'aide de l'ATP prendront place. Les données suivantes seront collectées durant le stage et de façon ponctuelle tout au long du projet :

- Données sur la conception du système de traitement des eaux usées. Ces données seront utiles particulièrement à la construction du modèle mécaniste du système;
- Données sur l'opération et la composition des eaux usées, mesurées en ligne, calculées et résultant d'analyses quotidiennes à l'usine de traitement. Ces données sont au cœur des efforts de modélisation (mécaniste et empirique) rapportés dans cette thèse, plus particulièrement ceux liés au modèle mécaniste du PBA;
- Données sur les coûts d'exploitation;
- Données dérivées d'observations microscopiques effectuées pendant le stage :
    - Espèces de bactéries filamenteuses présentes et dominantes,
    - Abondance et compte de filaments,
    - Pourcentage de flocs arrondis et à structure compacte,
    - Taille moyenne des flocs,
    - Présence relative de flagellés et de pseudopodes,
    - Présence relative de ciliés libres nageurs, carnivores, sessiles et rampants, et
    - Présence relative de rotifères et d'autres métazoaires tels que les gastrotriches.

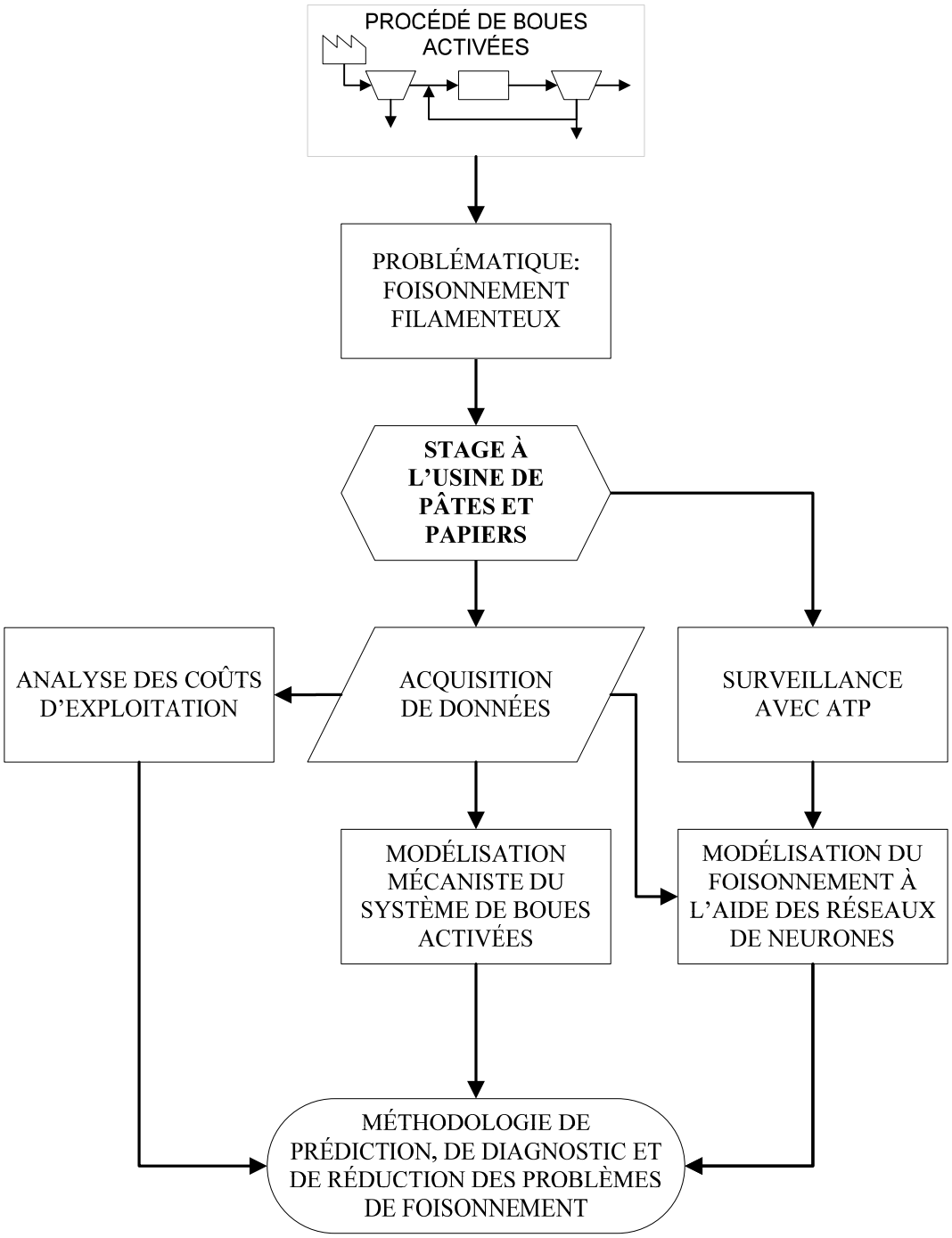

Figure 3.1: Méthodologie générale du projet

La surveillance du procédé avec l'ATP a d'abord été effectuée sur une période initiale de quatre mois, c'est-à-dire la durée du stage, et a été continuée de façon intermittente par les techniciens du laboratoire des eaux usées de l'usine, et ce, pendant près de deux ans. Ces analyses sont

détaillées à la prochaine section. Les données d'ATP ont ensuite servi d'entrées aux essais réalisés avec les RN.

L'étape finale du projet rassemble l'information fournie par chacune des étapes illustrées à la Figure 3.1 et constitue la méthodologie de prédiction, de diagnostic et de réduction des problèmes de foisonnement filamenteux dans une usine de traitement des eaux usées utilisant le PBA, dans l'industrie des pâtes et papiers. Cette méthodologie est abordée au Chapitre 4.

3.1.1 Surveillance du procédé de boues activées avec l'ATP

Le PBA a été surveillé à l'aide de mesures d'ATP en collectant quotidiennement des échantillons instantanés. L'échantillonnage quotidien a permis de récolter de l'information sur l'ATP à la même fréquence que pour la plupart des paramètres suivis à l'usine. Les mêmes échantillons d'eaux usées ou de boues, que ceux normalement utilisés pour les mesures des MES, étaient collectés pour les mesures d'ATP qui ont été effectuées sur des échantillons de l'affluent et de l'effluent primaires, des boues recirculées, du bassin d'aération et de l'effluent final.

L'ATP a été mesuré par la méthode de bioluminescence à l'aide de réactifs conçus et optimisés pour des applications de traitement des eaux usées. Les réactifs et certains des protocoles ont été fournis par la compagnie LuminUltra Technologies, à travers Kemira Pulp and Paper. La lumière produite par la réaction de luminescence (voir Équation 2.1) a été mesurée par l'appareil Kikkoman C-100 Lumitester en unités relatives de lumière (ou RLU) qui sont proportionnelles à la concentration d'ATP, exprimée en µg ATP/L. La longueur d'onde de détection est de 560 nm.

Deux mesures d'ATP de base ont d'abord été effectuées, soit l'ATP total (tATP^{TM}) et l'ATP dissous (dATP^{TM}) [173]. Alors que le dATP représente la teneur extracellulaire en ATP des boues activées, le tATP représente la somme de l'ATP extracellulaire et de l'ATP intracellulaire (cATP^{TM}). Un nombre de paramètres a pu être dérivé à partir de ces deux mesures de base, soit cATP, le ratio de biomasse active (ABR^{TM}) et l'indice de stress de la biomasse (BSI^{TM}) [96, 174].

Le protocole d'essai de l'ATP planctonique (pATP^{TM}) permet de comparer le tATP d'un échantillon bien mélangé de liqueur mixte avec celui du surnageant d'un échantillon de boues décantées [175]. Les résultats ont ensuite été utilisés en tant que le ratio de pATP et de tATP, soit

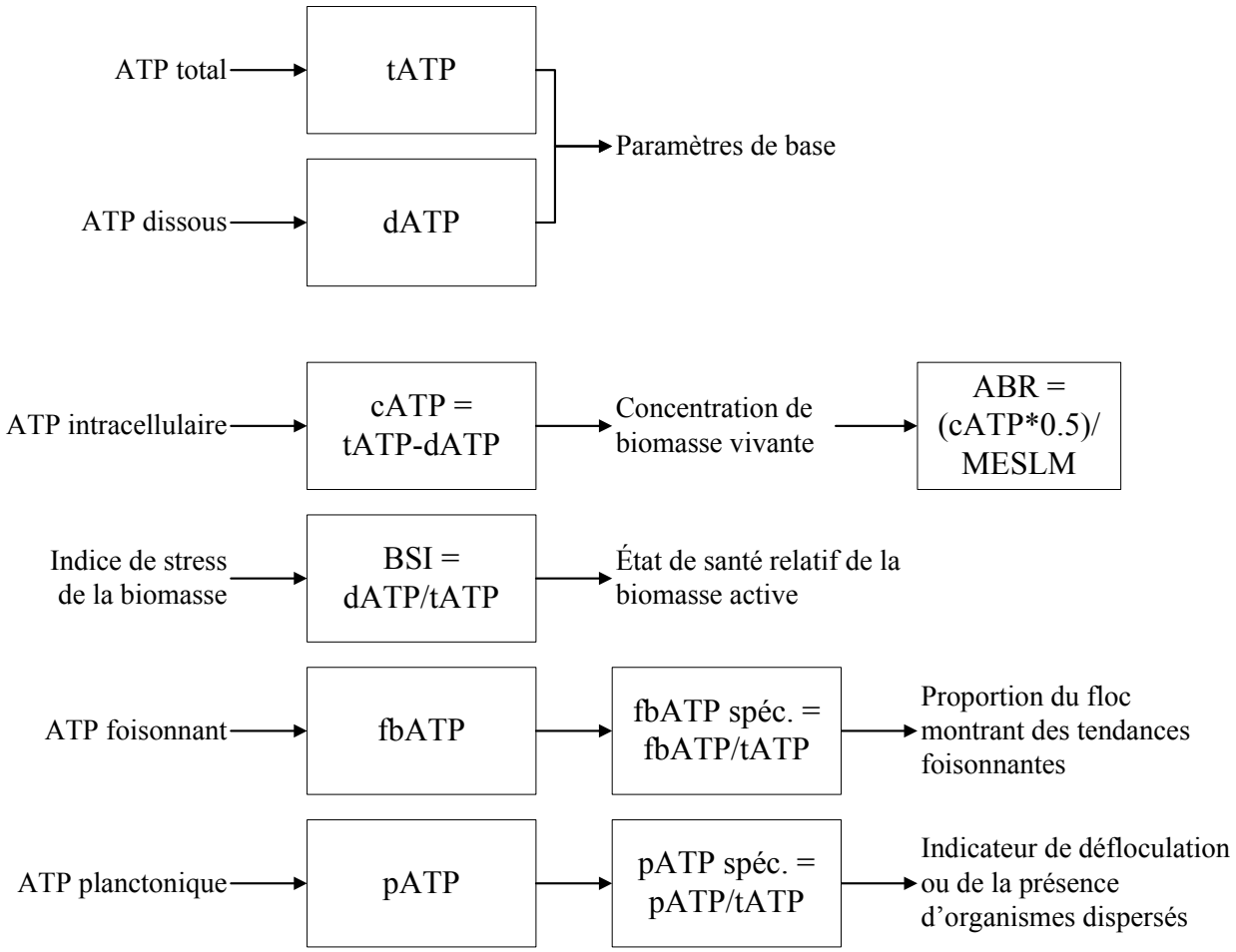

Figure 3.2: Détail des paramètres dérivés des mesures de l'ATP mesuré à l'usine

le pATP spécifique. L'ATP foisonnant (fbATP^{TM}) mesure quant à lui la proportion des flocs démontrant des tendances foisonnantes [176]. Il s'agit de filtrer un échantillon de boues activées à travers un tamis de 250 µm et de mesurer le tATP dans le rétentat. L'hypothèse derrière ces manipulations suppose que la biomasse retenue par le tamis est composée de flocs fortement pontés par des bactéries filamenteuses. La proportion d'ATP dans ce voile de bactéries filamenteuses et floculantes est alors un indicateur de mauvaise décantation. Les résultats ont ensuite été utilisés en tant que le ratio de fbATP et de tATP, soit le fbATP spécifique. Ce protocole a été conjoitement développé et mis au point lors du stage à l'usine avec LuminUltra Technologies. Les paramètres dérivés des mesures de base ainsi que la façon dont ils sont calculés sont présentés à la Figure 3.2.

Les observations microscopiques ont été effectuées quotidiennement à l'aide d'un microscope à contraste de phase Olympus BX40.

3.1.2 Modélisation mécaniste du procédé de traitement par boues activées

La Figure 3.3 décrit les étapes suivies lors de l'utilisation d'un modèle mécaniste du procédé de boues activées à l'usine de pâtes et papiers étudiée.

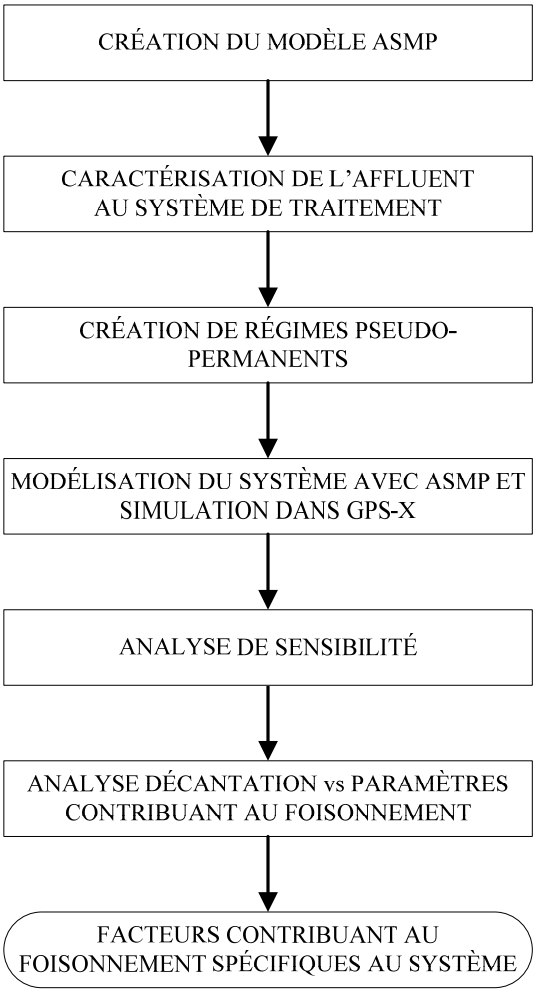

Figure 3.3: Méthodologie de la modélisation mécaniste du système de boues activées

La première étape a été la création d'un modèle approprié pour l'effluent d'une usine de pâtes et papiers, et plus particulièrement dans ce cas-ci, d'une usine PTM. Le modèle ASM1 [113] a été

choisi comme base. Cinq des huit processus énumérés à la Section 2.5.1 ont été intégrés au modèle inspiré de ASM1, appelé ASMP (ou Activated Sludge Model for the Pulp and Paper Industry), avec quelques modifications. Le modèle ASMP comporte treize composantes et sept processus. Les détails sur la structure, les processus et les variables du modèle ASMP sont donnés dans l'Article 3 à l'Annexe 3 ainsi qu'à l'Annexe 6.

La deuxième partie de la modélisation mécaniste était la caractérisation de l'affluent à l'usine de traitement. Le protocole proposé par Roeleveld et van Loosdrecht (2002) a été suivi pour déterminer les fractions de DCO de l'affluent primaire. Le respiromètre Hach BODTrak™ a été utilisé pour la détermination de la fraction biodégradable de la DCO (voir Annexe 3).

Ensuite, la détermination de régimes pseudo-permanents avait comme objectif de représenter des conditions de décantation bien différentes à l'usine, telles qu'identifiées par l'IVB. Ces régimes ont été caractérisés à l'aide du débit d'effluent primaire, la charge de DBO à l'effluent primaire, l'OD dans le bassin d'aération, l'IVB, le débit de boues purgées et les MES à l'effluent final. Chacun des régimes retenus devait durer au moins deux semaines.

Le modèle a été construit dans l'environnement GPS-X d'Hydromantis (version 5.0.2) à l'aide de l'utilitaire de développement de modèles (Model Developer for GPS-X 5.0). Le modèle de décantation utilisé a été le modèle unidimensionnel à double exponentielle décrit par Takacs et al. (1991), alors que le modèle de transfert de l'oxygène a été celui proposé par GPS-X. Des données sur la conception de l'usine ont permis de dimensionner les unités incluses dans le modèle, c'est-à-dire les décanteurs primaire et secondaire, le bassin de contact et le bassin d'aération. Avant de simuler le PBA avec les régimes pseudo-permanents retenus, une analyse de sensibilité sur les différents paramètres cinétiques et stœchiométriques a permis d'identifier les paramètres sensibles qui nécessiteraient un calage plus précis et plus adapté à chaque régime. Finalement, les relations entre ces paramètres sensibles et l'IVB ont été analysées dans le but de mieux comprendre les facteurs contribuant à une mauvaise décantation des boues dans le décanteur secondaire de l'usine.

3.1.3 Modélisation du foisonnement à l'aide des réseaux de neurones

La Figure 3.4 décrit les étapes suivies lors de l'utilisation des RN pour la prédiction du foisonnement filamenteux à l'usine de pâtes et papiers étudiée.

La première étape consistait à établir la liste de paramètres disponibles qui sont liés à la décantation des boues activées ou encore à l'état de santé de celles-ci.

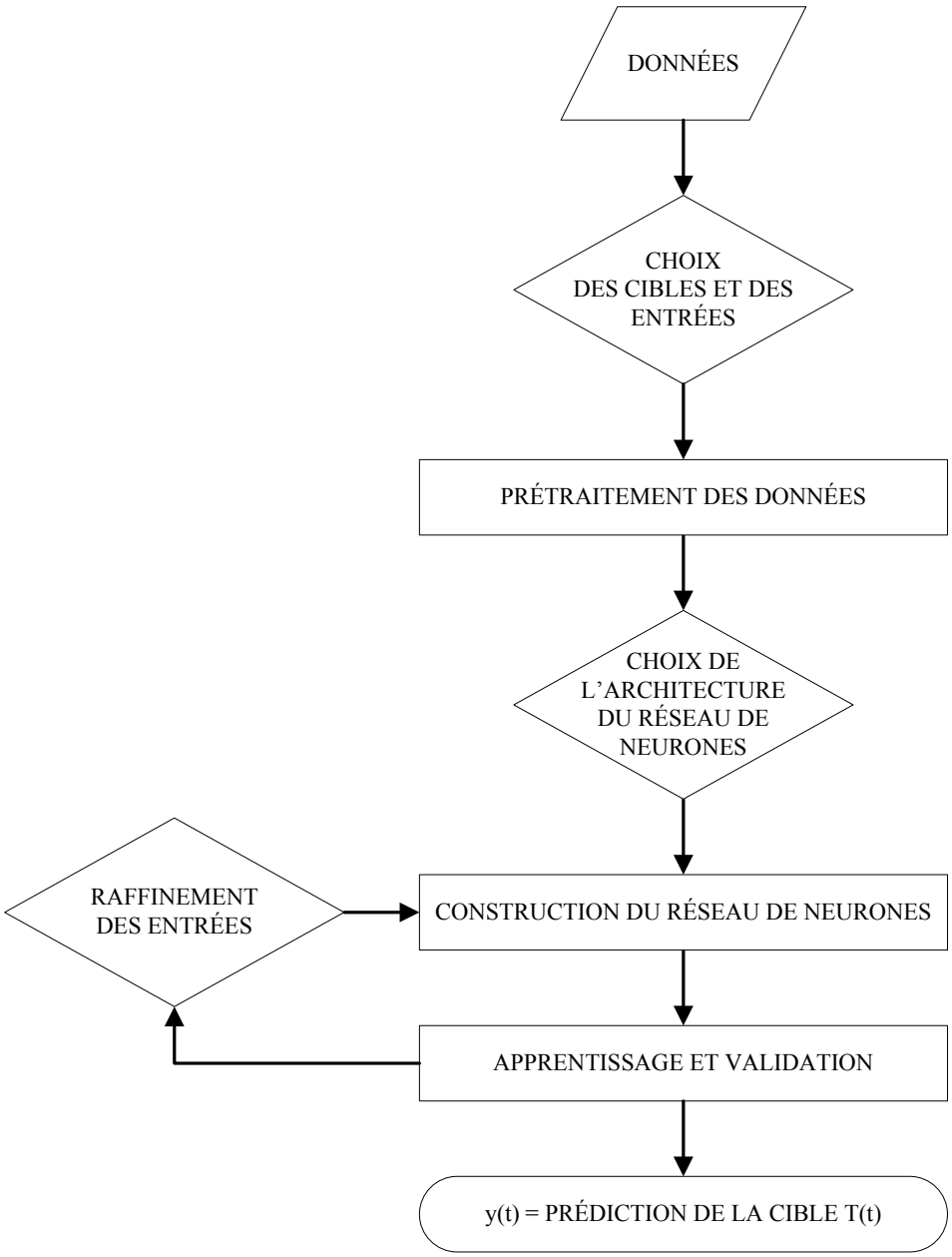

Figure 3.4: Méthodologie de l'utilisation des RN pour modéliser le foisonnement filamenteux

Ces paramètres sont ceux qui seraient potentiellement impliqués dans la constitution d'un signal d'alerte pour le foisonnement filamenteux. Chaque paramètre d'entrée x ou cible T peut être utilisé plusieurs fois, mais à des délais différents par rapport au jour actuel. Le paramètre x_1 pourrait donc donner lieu à trois variables, soit $x_1(t)$, $x_1(t\text{-}2)$ et $x_1(\text{t-5})$, par exemple. La prédiction d'une cible T à un temps donné par les RN est ici dénotée par $y(t)$.

Avant de passer à la phase de détermination de l'architecture du RN, un prétraitement des données a dû être effectué :

- Traitement des valeurs manquantes et des valeurs aberrantes : dans les deux cas, elles peuvent être remplacées par des valeurs linéairement interpolées si le nombre de jours entre les deux valeurs manquantes ou éliminées n'est pas équivalent par exemple à plus d'une semaine;
- Lissage des signaux d'entrée et de sortie : le foisonnement est probablement intimement lié aux tendances à court et à long terme de certains paramètres, et donc un lissage permet de focaliser sur les tendances à prédire plutôt que sur les valeurs individuelles;
- Définition de la région d'opération d'intérêt : le début du foisonnement doit être prédit (à l'avance) et donc l'utilisation de données associées à des évènements de chloration ou d'utilisation de polymères pour aider à la décantation viendrait fausser la prédiction du phénomène. Des données de post-chloration devraient également être éliminées pour tenir compte du temps de récupération du système suite au choc de la chloration. La durée de la période de post-chloration peut être égale à un âge de boues du système étudié, par exemple;
- Normalisation des données : les données doivent être normalisées avant d'être alimentées au RN afin de s'assurer que la distribution statistique des valeurs de chaque variable d'entrée et de chaque cible soit approximativement uniforme et afin qu'elles soient distribuées dans la même plage que la fonction d'activation. En ayant les mêmes plages pour chacune des variables utilisées, les biais envers une variable plutôt qu'une autre seront minimisés.

À l'étape de détermination de l'architecture du réseau à utiliser, plusieurs combinaisons de neurones, de couches cachés ainsi que de variables d'entrée ont dû être examinées et comparées les unes aux autres. Le réseau a alors été construit, testé et validé, et sa performance évaluée, en utilisant par exemple, le coefficient de détermination, R^2, ou l'erreur quadratique moyenne.

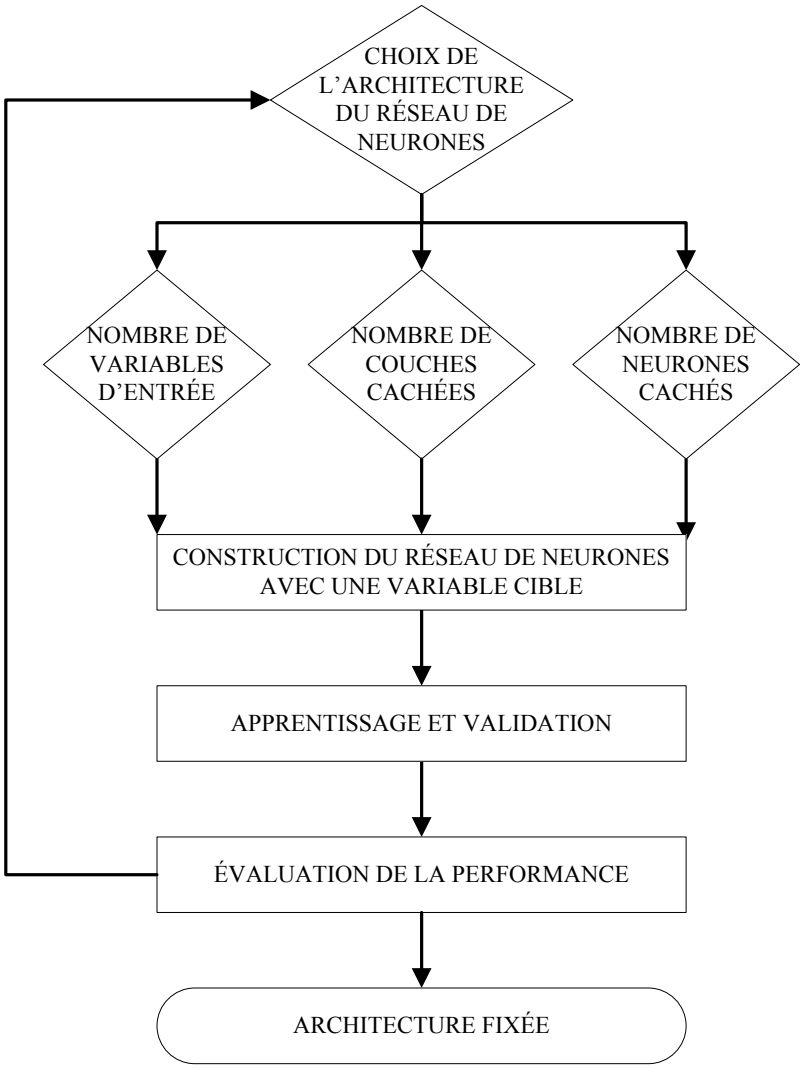

Figure 3.5: Méthodologie utilisée pour la détermination de l'architecture des réseaux des neurones avec une variable cible

Il s'agit de faire un compromis entre un réseau qui est performant et un réseau qui est capable de bien généraliser, sans que le surapprentissage soit observé. Cette procédure est illustrée à la Figure 3.5. Par exemple, supposons que le nombre de variables d'entrée disponibles soit de

trente. Un premier essai serait mené avec cinq variables d'entrée, un neurone et une couche cachés ainsi qu'une variable cible. La performance de ce réseau serait alors enregistrée et comparée à celle du prochain essai avec dix variables d'entrée, et ainsi de suite jusqu'à trente. Les nombres de neurones et de couches cachés seraient à leur tour variés de la même manière de façon à générer un grand nombre de combinaisons.

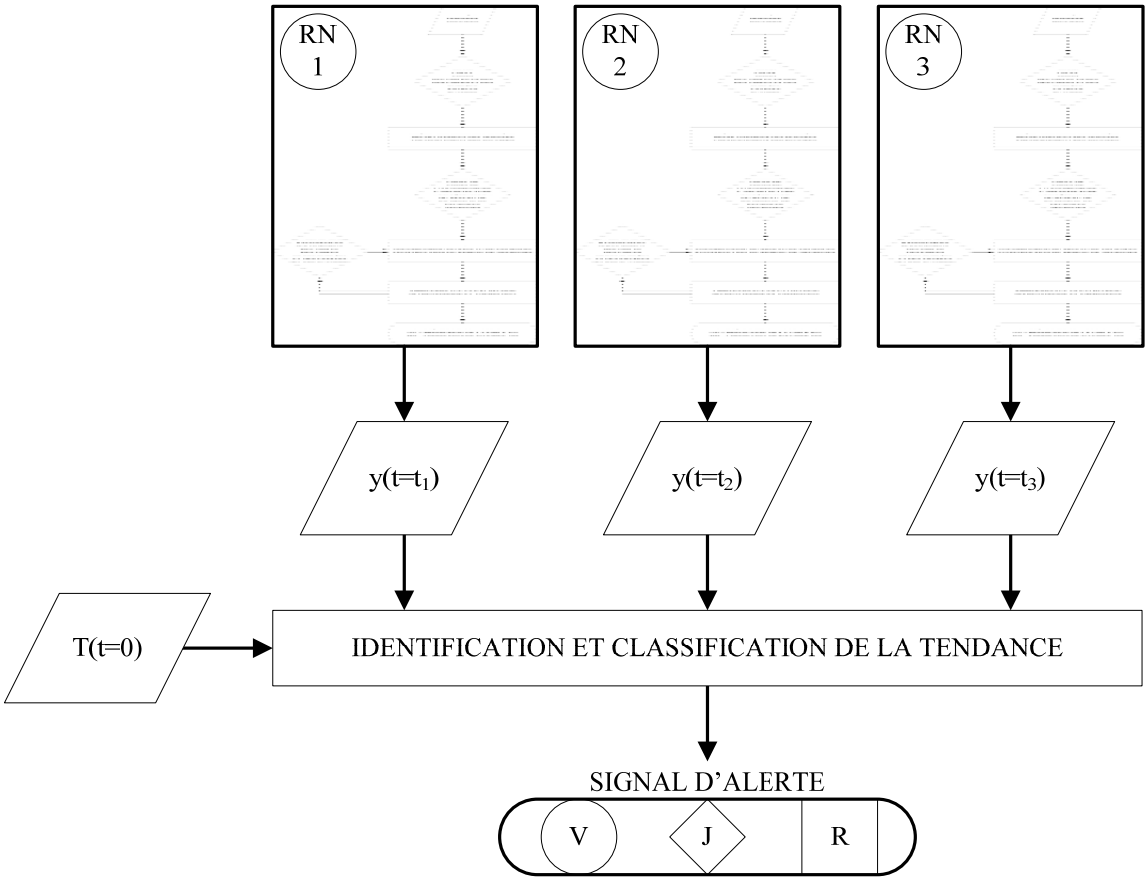

Figure 3.6: Méthodologie utilisée pour la détermination du signal d'alerte à l'aide des prédictions des réseaux des neurones

L'architecture exprimant le meilleur compromis entre performance et capacité de généralisation serait alors choisie comme l'architecture à utiliser pour le développement du signal d'alerte.

Après que l'architecture eut été fixée, les analyses quant aux variables les plus utiles à la prédiction du foisonnement filamenteux ont pu être initiées. Différentes combinaisons d'entrées et de délais sur ces entrées ont successivement été testées afin de prédire les cibles, jusqu'à ce

que l'étape de raffinement permette d'identifier la combinaison de variables d'entrée clés à utiliser pour le développement du signal d'alerte. Le signal d'alerte est lui-même composé de trois valeurs prédites $y(t=t_1)$, $y(t=t_2)$ et $y(t=t_3)$ ainsi que de la vraie valeur du paramètre à prédire au jour actuel, soit $T(t=0)$. Les trois valeurs prédites avec des RN individuels (i.e. à cible unique) et la vraie valeur actuelle forment une tendance vers un état foisonnant ou non foisonnant à partir du jour actuel. Ceci est illustré à la Figure 3.6.

Cette tendance peut alors être classée comme :

- Non foisonnante ou s'éloignant rapidement d'un état foisonnant (lumière verte ou V);
- Représentant un état de transition, incluant les oscillations d'un état à l'autre (lumière jaune ou J);
- Foisonnant ou entrant rapidement dans un état foisonnant (lumière rouge ou R).

Les détails sur les mesures de performance utilisées pour évaluer les différents modèles testés ainsi que sur le système d'alerte sont donnés dans l'Article 4 à l'Annexe 4. Le code utilisé pour cette étape a été développé dans l'environnement Matlab (version R2008b) et il est présenté à l'Annexe 7.

3.2 Description de l'usine de traitement par boues activées

L'usine située au Québec fabrique du papier journal à partir de pâte à 100 % thermomécanique. Les copeaux de bois tamisés (épinette, sapin, pin gris, tremble), entreposés en deux tas d'environ 3000 tonnes métriques chacun, sont transportés au silo de l'atelier de pâte à l'aide d'un convoyeur. Quatre unités de raffinage (primaire et secondaire) sous pression mettent en pâte les copeaux, préalablement lavés.

La pâte obtenue est nettoyée à l'aide de tamis pressurisés et de nettoyeurs centrifuges, puis épaissie et entreposée dans quatre réservoirs. La vapeur produite au cours de la mise en pâte est utilisée dans le séchage du papier. L'usine emploie de l'hydrosulfite de sodium pour blanchir la pâte. Deux machines à papier (MP#4 et MP#5) modernes fabriquent le produit fini. Le papier est enveloppé et entreposé ou expédié directement au client par camion, par train ou par bateau.

L'usine possède une capacité nominale de production de 362 000 tonnes métriques de papier journal par an.

En 1985, le traitement primaire des effluents a été construit et démarré alors qu'il a fallu attendre jusqu'à l'été 1994 pour que les travaux de construction d'un ouvrage de traitement secondaire par boues activées débutent. Ces travaux ont été achevés en août 1995. Le traitement secondaire est composé d'un bassin d'aération précédé d'un bassin de contact, d'un décanteur secondaire et d'un bassin d'urgence qui est en fait un décanteur de relève. Les travaux de mise à niveau du traitement des eaux usées comprenaient également l'installation d'une chaudière à lit fluidisé pour brûler les boues primaires et secondaires, l'installation d'une génératrice pour opérer une partie du traitement en cas de panne de courant ainsi que la construction d'une station de pompage pour pomper les eaux du décanteur primaire vers le traitement secondaire. La Figure 3.7 illustre les unités du système de traitement et l'endroit où différents produits chimiques sont utilisés.

L'usine de traitement des eaux usées traite l'effluent de l'usine PTM intégrée, c'est-à-dire les eaux résiduaires industrielles provenant de l'atelier de préparation du bois, de l'atelier PTM, de la centrale thermique (CT) et des MP. Ceci comprend :

- l'eau provenant des réservoirs de casses,
- l'eau blanche (EB) débordant de l'accumulateur d'eau blanche,
- l'eau provenant des pompes de caniveaux de l'atelier de la fibre,
- l'eau provenant du décanteur de relève,
- l'eau de ruissellement récoltée le long de la rivière, autour de l'atelier PTM et des tas de copeaux, et
- le filtrat des pré-épaississeurs et des presses à vis.

Les eaux résiduaires industrielles de l'établissement sont acheminées par gravité dans un collecteur principal. Deux pompes (l'une fonctionnant en continu, l'autre en attente) alimentent le décanteur primaire et l'eau clarifiée est pompée au traitement secondaire. Les boues résiduaires sont pompées, puis déshydratées par pression avant d'être brûlées dans une chaudière à biomasse.

Les surplus d’eau non polluée provenant des MP sont mélangés avec l’eau clarifiée à la sortie du décanteur.

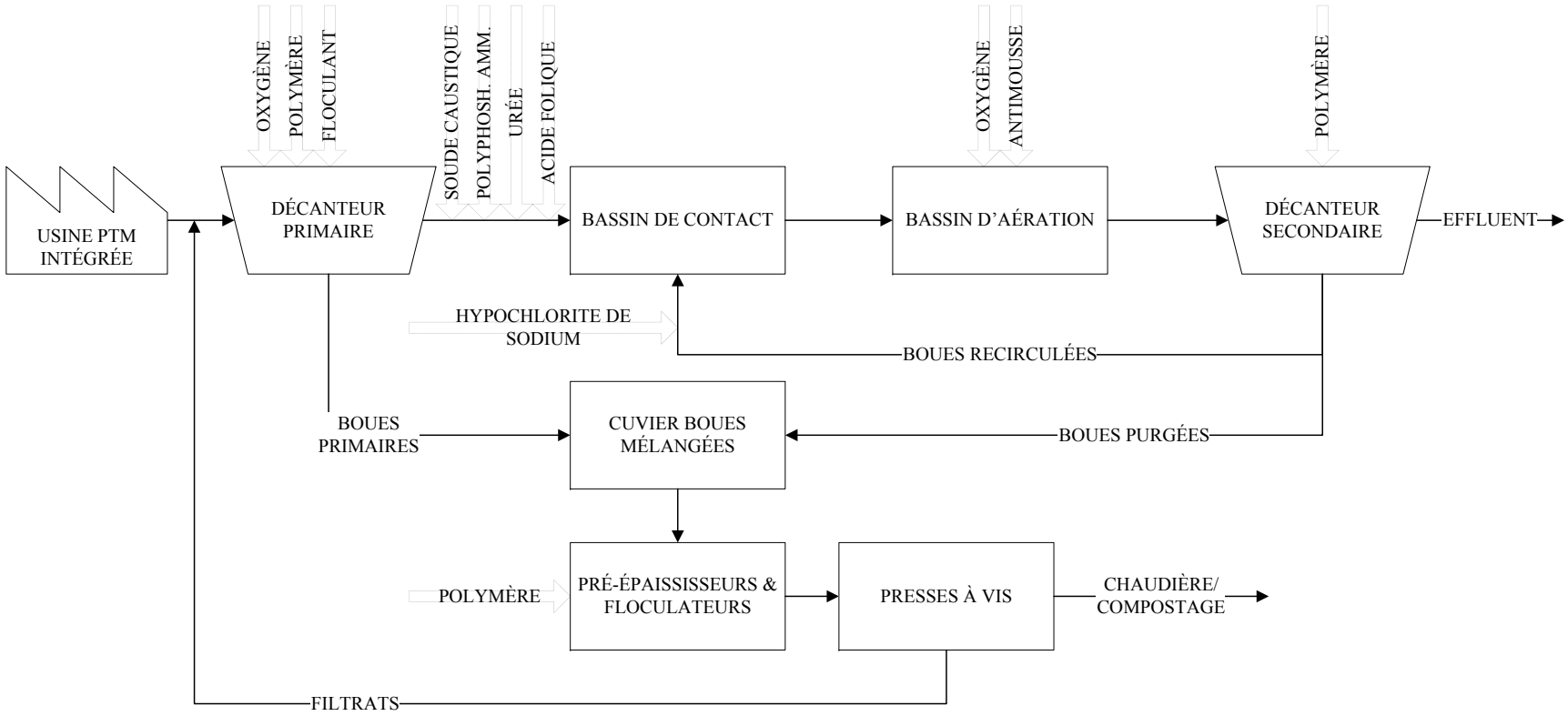

Figure 3.7: Schéma d'écoulement de l'usine de traitement des eaux usées de l'usine hôte

Tableau 3.1: Caractéristiques de l'affluent à l'usine de traitement des eaux usées

Paramètres (unités)	**Valeur moyenne en hiver**	**Valeur moyenne en été**
MES MP#4 (t/d)	3,3	5,6
MES MP#5 (t/d)	8,0	6,2
MES PTM (t/d)	19,2	14,5
MES CT (t/d)	17,1	69,7
MES EB (t/d)	0,9	0,3
T (°C)	34,9	43,8
pH	6,30	6,05
DBO (t/d)	22,4	19,0

Une station de pompage dirige les eaux usées domestiques vers le réseau d'égouts public de la municipalité dans laquelle est établie l'usine. Les eaux de ruissellement autour des MP sont rejetées dans la rivière sans traitement.

Après décantation primaire et ajustement du pH (à noter que la majeure partie de la neutralisation est effectuée à l'atelier PTM), l'effluent de l'usine PTM intégrée est pompé au bassin de contact (l'appellation donnée au sélecteur à l'usine), suivi du bassin d'aération mélangé et aéré à l'aide d'aérateurs de type jet. La température moyenne dans le bassin d'aération est d'environ 32 C, et des tours de refroidissement ne sont utilisées qu'en été. Les boues secondaires purgées sont mélangées aux boues primaires dans un cuvier réservé à cet effet avant d'être alimentées aux unités de déshydratation des boues. Les filtrats des épaississeurs et des presses à vis sont recirculés à l'entrée du décanteur primaire. Une partie des boues épaissies est brûlée dans la chaudière à biomasse alors que les boues en excès sont acheminées à un site de compostage.

Les tableaux 3.1 et 3.2 présentent les caractéristiques moyennes de l'affluent à l'usine de traitement des eaux usées et un aperçu de son opération pour la période d'étude.

L'été, des champignons se développent sur les copeaux entreposés dans les tas à l'extérieur de l'usine et digèrent une partie du bois avant que ceux-ci soient envoyés à l'atelier PTM. Les copeaux sont modifiés par bleuissement, ce qui pourrait mener à une réduction de la DBO en

Tableau 3.2: Aperçu de l'opération à l'usine de traitement des eaux usées

Paramètres (unités)	**Valeur moyenne en hiver**	**Valeur moyenne en été**
DBO:N ajouté (100kg/kg)	4,5	4,4
DBO:P ajouté (100kg/kg)	0,6	0,6
TSUO (mgO_2/gMES.h)	8,0	7,2
OD (mg/L)	2,5	2,7
Résiduel de N-NH_4 (mg/L)	0,2	0,3
Résiduel d'azote total (mg/L)	2,2	2,8
Résiduel o-PO_4 (mg/L)	1,3	1,8
MESLM (mg/L)	2595	2110
IVB (mL/g)	395	350
IVBA (mL/g)	260	215
Débit de boues recirculées (m^3/d)	21 295	18 305
Débit de boues purgées (m^3/d)	1380	885
Hauteur du voile de boues dans le décanteur secondaire (m)	2,6	1,4

amont du décanteur primaire et à une hausse dans l'utilisation d'hydrosulfite de sodium à la mise en pâte. A noter que les copeaux de sapin ne sont pas utilisés l'hiver. Les paramètres présentés au Tableau 3.2 sont mesurés dans le bassin d'aération, sauf quand spécifié autrement.

Le TSUO est mesuré à l'aide d'une procédure développée à l'usine, inspirée de la méthode 2710 B des Standard methods for the examination of water and wastewater [177].

CHAPITRE 4 SYNTHÈSE

4.1 Liste des articles

Les articles suivants qui ont été publiés, acceptés ou soumis dans des journaux scientifiques, sont inclus en annexe, à la section correspondant au numéro des articles ci-dessous.

- Article 1 : J.-M. Brault, R. Leroux et P. Stuart (2009). Operating costs related to instability in a pulp and paper activated sludge treatment system, *Tappi Journal*, 8(10), Pages 27-32;
- Article 2 : J.-M. Brault, P. Whalen et P. Stuart. Early warning signs of bulking in an activated sludge system through interpretation of ATP data in a systems analysis context, Soumis à *Environmental Technology*;
- Article 3 : J.-M. Brault, Y. Comeau, M. Perrier et P. Stuart. Modelling thermomechanical pulp and paper activated sludge treatment plants to gain insight on the causes of bulking, Accepté dans *Water Environment Research*;
- Article 4 : J.-M. Brault, R. Labib, M. Perrier et P. Stuart. Prediction of activated sludge filamentous bulking using ATP data and neural networks, Soumis à *Canadian Journal of Chemical Engineering*;
- Article 5 : J.-M. Brault, E. Kouakou, V. Chambost et P. Stuart (2009). Potential impact on activated sludge treatment from the implementation of cellulosic ethanol production at a pulp and paper mill, *Chemical Product and Process Modeling*, 4(1), Article 42.

4.2 Présentation des articles

La Figure 4.1 présente les articles (numérotés de 1 à 5) ainsi que les connexions les reliant entre eux et à la méthodologie de prédiction, de diagnostic et de réduction du foisonnement filamenteux.

L'Article 1 avait pour objectif d'identifier des opportunités de réduction de coûts reliés à l'instabilité et quantifier en termes de coûts un évènement de foisonnement filamenteux. Ce

calcul de coûts d'exploitation peut par la suite fournir une base pour évaluer la profitabilité de projets d'amélioration au niveau des procédés en amont ou du traitement des eaux usées qui viseraient l'atténuation ou l'élimination des sources du foisonnement. Cette base s'inscrit bien dans le cadre de la méthodologie de prédiction, de diagnostic et de réduction du foisonnement filamenteux. L'Article 2 cherchait à évaluer l'utilisation de méthodes de surveillance basées sur l'ATP pour l'identification de problèmes opérationnels reliés à la microbiologie des boues activées. Les objectifs spécifiques étaient de fournir aux opérateurs un signal d'alerte rapide et fiable pour les problèmes de foisonnement filamenteux et d'améliorer la compréhension des causes et des symptômes de ce problème. Dans l'Article 3, un modèle mécaniste de boues activées qui reflète les caractéristiques propres aux effluents de l'industrie des pâtes et papiers est développé et utilisé pour une meilleure compréhension des causes du foisonnement filamenteux. Ce nouveau regard sur les causes peut être utilisé par la suite dans un contexte de diagnostic. L'Article 4 visait à modéliser les relations non linéaires entre les variables exprimant la qualité de la décantation et les données reliées à l'état de santé des boues activées, à l'aide des réseaux de neurones. Les objectifs spécifiques étaient de démontrer que l'ATP peut aider à améliorer la performance des RN dans l'obtention d'un signal d'alerte pour le foisonnement, et d'utiliser ces résultats afin de prévoir les problèmes de foisonnement. Le lien secondaire entre les articles 2 et 4 exprime l'alimentation de données sur l'état de santé des boues activées aux RN testés dans l'Article 4. En effet, cette information a été primordiale à l'amélioration de la performance des RN à prédire d'avance le foisonnement.

L'objectif commun de ces quatre articles est de mieux comprendre les problèmes de foisonnement filamenteux, sous différents angles. L'information que chacun d'entre eux apporte a intérêt à être centralisée. Le dernier maillon de la chaîne d'articles présentée à la Figure 4.1 est donc la méthodologie de prédiction, de diagnostic et de réduction des problèmes de foisonnement. Ceci constitue le modèle hybride du système étudié tirant profit des éléments mécanistes et empiriques discutés plus haut. Cette méthodologie cherche également à identifier le début du foisonnement filamenteux, ses sources et les facteurs contribuant à son occurrence, dans une usine de pâtes et papiers. Les liens clés entre les articles 1, 3 et 4 et la méthodologie de prédiction, de diagnostic et de réduction du foisonnement seront approfondis dans la section « Synthèse ».

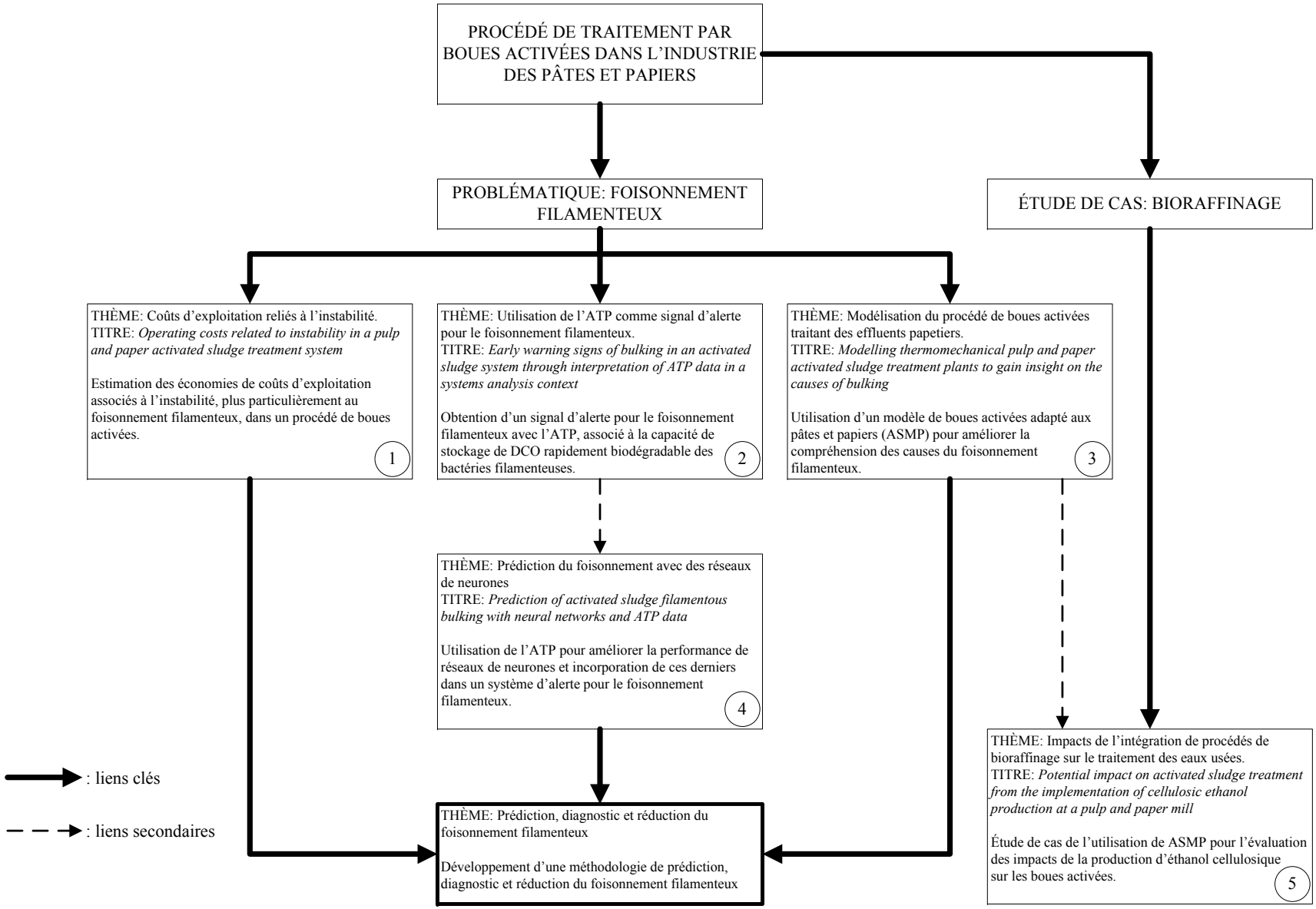

Figure 4.1: Présentation des articles et de leur rôle dans la méthodologie de diagnostic et réduction du foisonnement

Finalement, dans l'Article 5, les objectifs spécifiques étaient de simuler les impacts des débits et charges organiques additionnelles provenant de la production d'éthanol cellulosique à l'aide du modèle ASMP et ainsi établir une base pour évaluer les implications au niveau des coûts d'exploitation de cette intégration. Le deuxième lien secondaire illustré à la Figure 4.1 est donc celui qui représente l'utilisation du modèle ASMP développé dans l'Article 3 pour cette étude de cas en bioraffinage. Les impacts de l'intégration de la production d'éthanol ont été simulés à l'aide d'un régime pseudo-permanent représentatif de l'opération de l'usine dans un état non foisonnant. Il s'agissait donc dans cet article d'utiliser le modèle à des fins de conception, mais il n'existe pas de lien direct entre cet article et le foisonnement filamenteux, ce qui explique pourquoi il n'est pas intégré à la méthodologie de prédiction, de diagnostic et de réduction du foisonnement.

4.3 Synthèse

Depuis quelques années, l'industrie des pâtes et papiers canadienne s'est butée à plusieurs défis. L'augmentation des coûts reliés à l'énergie et l'affaiblissement des marchés d'exportation relié à la force du dollar canadien sont des exemples de facteurs qui ont contribué à freiner de façon considérable la performance de l'industrie. De plus, l'extension de l'approvisionnement des matières premières des billes aux copeaux et de plus en plus à la pâte sèche, ainsi que des changements dans la technologie de fabrication, ont poussé l'industrie des pâtes et papiers à travers le monde à diversifier sa base d'approvisionnement en matières premières. Cette situation a plongé l'industrie nord-américaine dans l'incertitude quant à l'approvisionnement et la prisée des matières premières et l'a forcée à considérer l'innovation en termes d'opération et d'équipement [178]. En recherchant des moyens d'améliorer l'efficacité des opérations et en identifiant des opportunités de réduire les coûts d'exploitation, il est possible d'aider l'industrie à mieux faire face à cette incertitude.

Dans une usine de traitement des eaux usées de l'industrie des pâtes et papiers, la majorité des problèmes éprouvés par le PBA implique la présence excessive de bactéries filamenteuses, et conséquemment une mauvaise décantation secondaire. De plus, l'occurrence du foisonnement filamenteux est souvent saisonnière et périodique, compliquant véritablement son contrôle. Si les

causes et les sources du problème ne sont pas identifiées à l'avance, le phénomène de foisonnement filamenteux requiert l'utilisation de mesures correctives coûteuses pour éviter de compromettre l'efficacité du traitement et de continuer à respecter les normes de rejet. La DBO et les MES à l'effluent d'usines canadiennes étant généralement bien en-dessous des normes établies, la question opérationnelle clé n'est donc pas d'améliorer l'efficacité du traitement, mais bien d'éviter les perturbations de procédé.

L'importance de prédire l'apparition de problèmes de foisonnement filamenteux et d'identifier les facteurs contribuant à de telles poussées vers des états non désirables peut d'abord être quantifiée en analysant les coûts d'exploitation d'une station de traitement des eaux usées, particulièrement les coûts associés au comportement anormal ou transitoire du système de boues activées. Cette analyse a été effectuée à l'usine étudiée (voir Article 1). Des coûts spécifiques totaux de 725 $CA par tonne de DBO traitée ont été calculés, mettant en évidence l'importance de l'énergie et des produits chimiques, particulièrement ceux utilisés pour la déshydratation des boues et la décantation. Les coûts associés à l'instabilité ont aussi été estimés et il a été trouvé que 11 % des coûts d'exploitation totaux servaient à soulager le système lorsqu'il se trouvait dans un état instable. Un évènement de foisonnement filamenteux entraîne des coûts équivalents à 0,3 % des coûts totaux d'exploitation de l'usine de traitement, en moyenne. Les opportunités de réduction des coûts d'exploitation sont liées à une meilleure utilisation des produits chimiques de « soulagement » et à un meilleur contrôle de leur adjonction.

C'est dans ce contexte que s'inscrit cette synthèse qui a pour but de présenter un survol des résultats les plus importants issus de ce projet de doctorat. La dernière sous-section de cette synthèse propose la méthodologie de prédiction, de diagnostic et de réduction du foisonnement filamenteux.

4.3.1 Utilisation de l'ATP comme indicateur de foisonnement filamenteux

Cette partie du projet avait comme objectif de démontrer le potentiel de mesures basées sur l'ATP à identifier le début d'un problème de foisonnement.

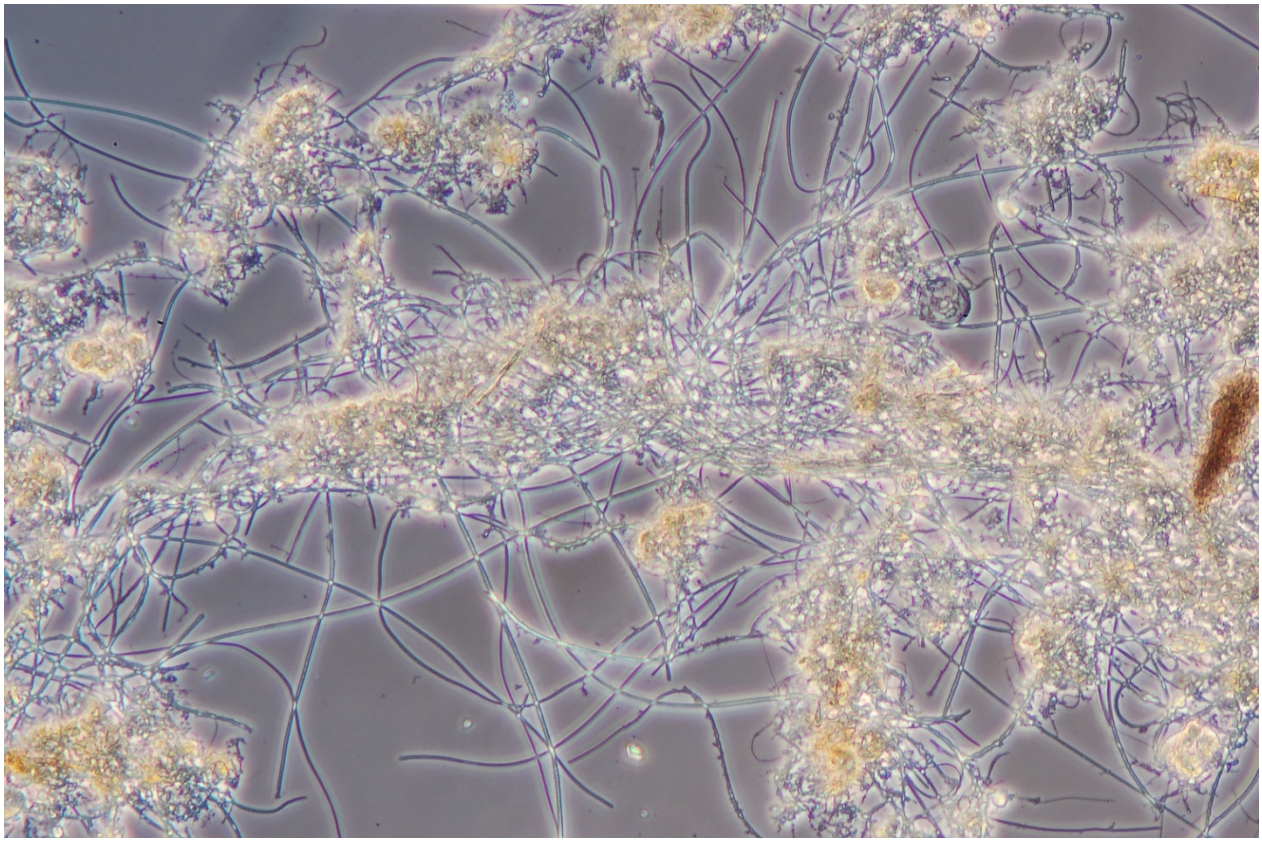

Figure 4.2: Flocs de boues activées et bactéries filamenteuses (abondance de 4) à l'usine étudiée (100X)

L'Article 2 rapporte les caractéristiques des boues activées observées pendant la période d'étude et indique la forte présence de bactéries filamenteuses dans le système, avec une abondance moyenne de 4 sur 6. La Figure 4.2 illustre cette abondance moyenne tout au long de l'étude. Il y est également souligné que la présence de substrat rapidement biodégradable tel que des AGV pourrait être à la source du foisonnement filamenteux dans le PBA étudié. En effet, la présence des bactéries filamenteuses *Thiothrix* I et II, Type 1701, Type 1863, Type 1851, *Haliscomenobacter hydrossis* et *Nostocoida limicola* I est généralement associée à des effluents contenant des substrats rapidement biodégradables. La dominance des flagellés parmi les organismes supérieurs est également signe de cette composition. D'autres facteurs comme les conditions d'OD bas pourraient aussi aider à maintenir une forte présence de filamenteuses dans les boues activées. Ces indices ont mené à l'identification d'une source potentielle de substrats rapidement biodégradables, plus spécifiquement, d'AGV : l'accumulateur d'eau blanche.

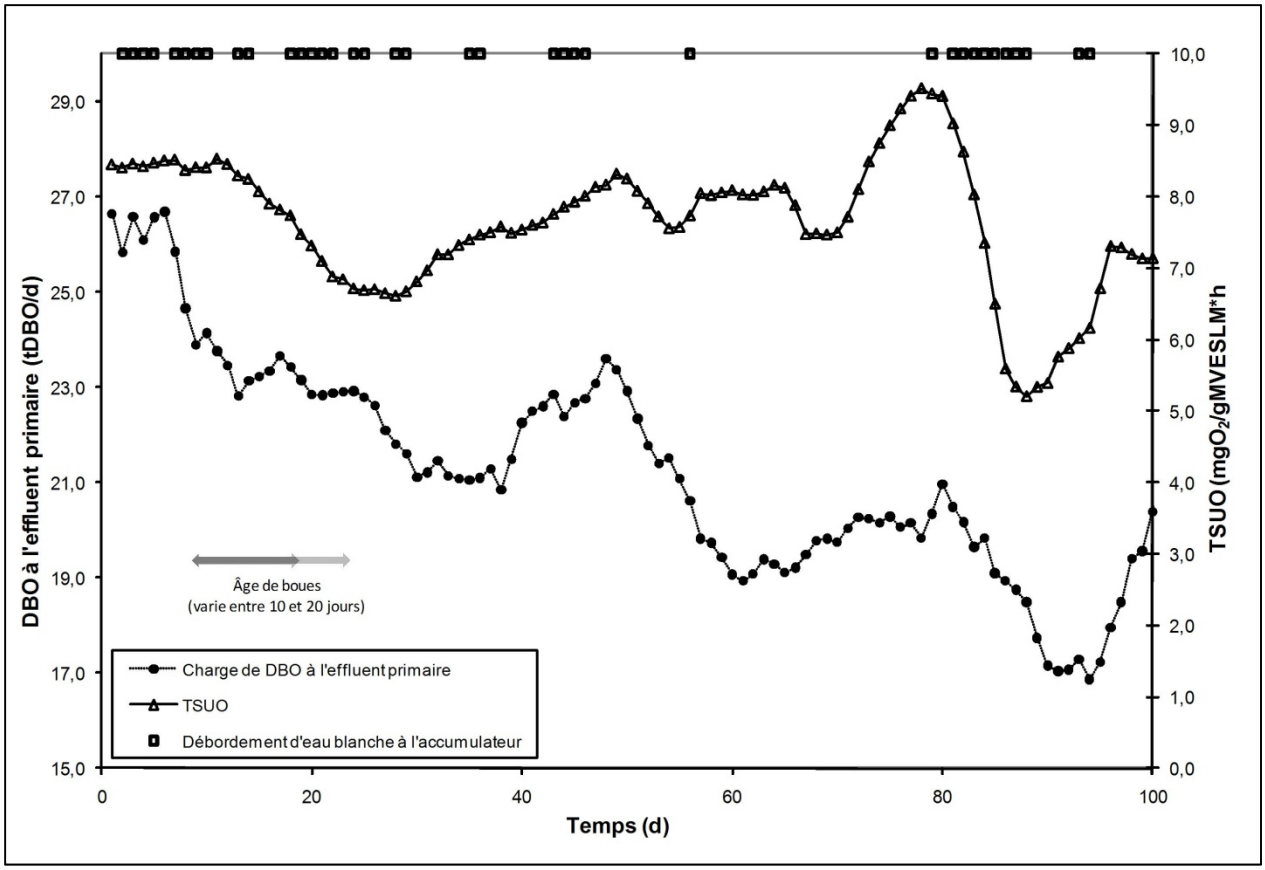

Figure 4.3: Débordement d'eau blanche à l'accumulateur, DBO à l'effluent primaire et TSUO dans le bassin d'aération (lissés avec une moyenne mobile de 10 jours)

Comme son nom l'indique, il accumule des eaux blanches riches provenant d'une des MP pendant des conditions d'opération normales et les recircule ailleurs dans le circuit d'eaux blanches lors de casses ou du démarrage des MP. Il agit en tant que réservoir tampon et est anaérobie et non mélangé. La destination ultime de l'eau blanche dans le circuit de l'usine est en fait l'accumulateur d'eau blanche et les débordements vers les égouts sont fréquents. Des concentrations d'AGV jusqu'à 200 mg/L d'acide acétique ont été mesurées dans ces eaux blanches. La Figure 4.3 montre ces débordements d'eau blanche et leur impact sur la charge de DBO à l'effluent primaire et sur le TSUO dans le bassin d'aération.

Cette figure montre que les liens entre les débordements d'eau blanche et la charge organique à l'effluent primaire ou le TSUO ne sont pas évidents, ce qui complique la tâche des opérateurs à surveiller les problèmes de foisonnement qui pourraient être associés à ces augmentations subites

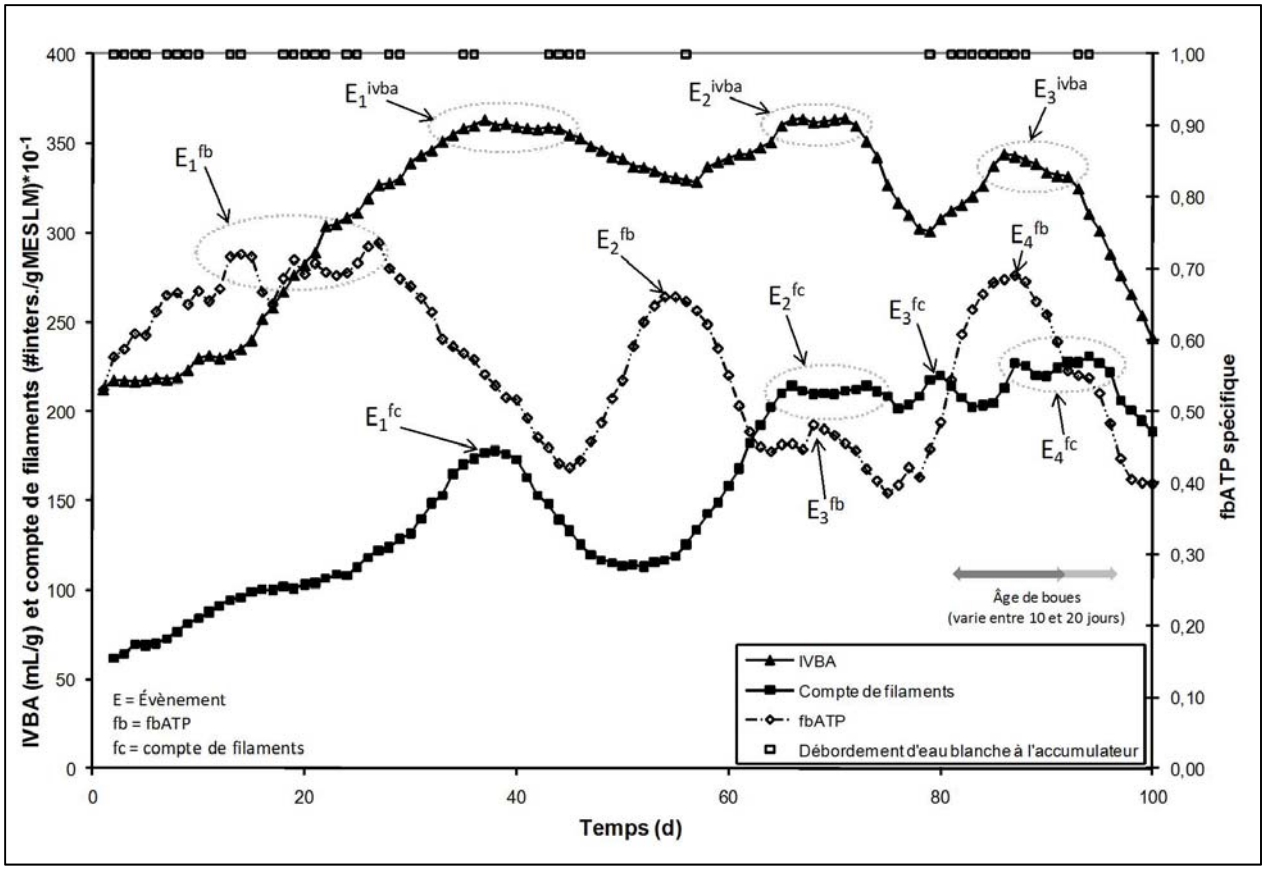

Figure 4.4: Comparaison en temps réel de l'IVBA, du compte de filaments et du fbATP spécifique (lissés avec une moyenne mobile de 10 jours), avec débordements d'eau blanche

en substrat rapidement biodégradable. La même constatation peut être faite avec la relation entre la DBO et le TSUO : chaque débordement n'a pas nécessairement donné lieu à une augmentation de la charge organique à l'effluent primaire et à une augmentation subséquente du TSUO.

La Figure 4.4 permet d'identifier trois évènements de foisonnement, tels que décrits par l'IVBA (E_1^{ivba}, E_2^{ivba} et E_3^{ivba}), et quatre évènements si l'on se fie aux courbes du compte de filaments (E_1^{fc}, E_2^{fc}, E_3^{fc} et E_4^{fc}) et du fbATP (E_1^{fb}, E_2^{fb}, E_3^{fb} et E_4^{fb}).

Une analyse des Figures 4.3 et 4.4, aidée des connaissances sur l'opération acquises à l'usine, permet de tirer des conclusions sur l'utilité et l'efficacité des observations microscopiques et du fbATP spécifique à prédire des évènements de foisonnement filamenteux. Pour les comptes de filaments observés, une augmentation de l'occurrence de bactéries filamenteuses corrèle bien avec une détérioration de la décantabilité, ce qui confirme la présence de bactéries filamenteuses

durant les évènements de foisonnement. Le compte de filaments apporte de l'information intéressante à l'analyse et à l'interprétation des évènements de foisonnement, mais dans cette étude culmine trop souvent en même temps que l'IVBA pour aider au contrôle durable de ce problème. Pour chaque évènement d'IVBA, un évènement de fbATP spécifique correspondant est observé, avec un certain délai. Ce délai est équivalent à un signal d'alerte de 1 à 1,5 âges de boues, soit de 10 à 20 jours à l'usine étudiée. Il semble donc que le fbATP puisse prédire le début du foisonnement filamenteux avant que des mesures conventionnelles telles que l'IVBA et des observations microscopiques (le compte de filaments) en soient capables.

Un délai est aussi observé entre les évènements de fbATP spécifique et du compte de filaments. Des expériences menées par Beccari et al. (1998) ont montré que le stockage (de préférence par les filamenteuses) était le mécanisme principal d'enlèvement lorsqu'une culture mixte dominée par les filamenteuses était opposée à des conditions d'alternance entre l'absence et l'excès de substrat rapidement biodégradable. Les auteurs concluent que la sélection des bactéries filamenteuses dans ces boues foisonnantes pourrait être liée à leur forte capacité de stockage [57]. Cette même phase de stockage interne est rapportée par Pernelle et al. (1998) pour des espèces *Thiothrix*; un délai de quelques jours avait été observé entre chacune des surcharges de substrat et le déclenchement du foisonnement filamenteux [59]. Les pics de fbATP spécifique peuvent être une indication d'un état de repos pendant lequel le substrat rapidement biodégradable est stocké et l'ATP produit et accumulé [105, 106]. Après que le substrat ait été stocké, une réponse de croissance correspondante est observée à l'aide du compte de filaments.

La lancée du foisonnement filamenteux peut être déclenchée par un seul facteur, dans ce cas le débordement d'eau blanche, mais il est plus probable qu'une série de stress successifs ou simultanés mène aux plus importants évènements. Il a été reconnu en fait que des stress successifs pourraient mener à ce qu'un évènement de foisonnement soit perçu comme soudain, alors qu'il était latent [171]. Par exemple, des mises en arrêt des MP et une grande variabilité dans les concentrations en N et P ont été répertoriées à l'usine. La dynamique dans les concentrations en N et P peut mener à des carences temporelles ou spatiales temporaires qui pourraient avoir une incidence sur la décantabilité des boues. Cette variabilité dans les concentrations en nutriments peut être reliée au fait que des variations dans les charges de DBO alimentées au traitement secondaire provoquent des changements de F/M à court terme et donc des carences transitoires en N et en P. Celles-ci peuvent alors permettre à d'autres espèces

filamenteuses opportunistes de s'installer dans les boues activées. Le fait de devoir traiter avec autant de sources potentielles qui peuvent être à l'origine du foisonnement souligne l'importance de pouvoir compter sur un signal d'alerte pouvant identifier le début du problème, tel que le fbATP.

4.3.2 Modélisation mécaniste du procédé de traitement par boues activées

Le modèle ASMP a été construit pour simuler le PBA d'une usine PTM et ainsi chercher à mieux comprendre les processus qui pourraient participer au déclenchement ou au maintien du foisonnement filamenteux. Comme les modèles basés sur ceux de l'IWA ne différencient pas les bactéries floculantes des filamenteuses, l'approche utilisée dans ce projet était de caler le modèle ASMP pour cinq régimes pseudo-permanents représentant différents états de décantabilité (caractérisés par l'IVB).

Avant de caler le modèle ASMP à l'aide des différents régimes, une analyse de sensibilité sur les paramètres cinétiques et stœchiométriques a été effectuée avec un des régimes seulement. Les détails de cette analyse sont donnés à l'Annexe 3. Parmi les paramètres les plus sensibles, trois ont particulièrement attiré l'attention et ils ont dus être ajustés spécifiquement pour chaque régime :

- Le taux d'ammonification, k_a, c'est-à-dire la transformation de l'azote organique biodégradable soluble (S_{NB} dans ASMP) en azote ammoniacal (S_{NH4} dans ASMP), la forme d'azote qui est rapidement assimilable par les bactéries,
- Le taux de phosphatification, k_p, c'est-à-dire la transformation du phosphore organique biodégradable soluble (S_{PB} dans ASMP) en orthophosphates (S_{PO4} dans ASMP), la forme de phosphore qui est rapidement assimilable par les bactéries, et
- L'efficacité standard de transfert de l'oxygène dans le bassin d'aération, SOTE

Le calage du modèle ASMP pour le traitement des eaux usées de l'usine PTM révèle l'importance relative des transformations des nutriments dans les boues activées. Les taux d'ammonification trouvés sont très bas pour tous les régimes pseudo-permanents, indiquant que

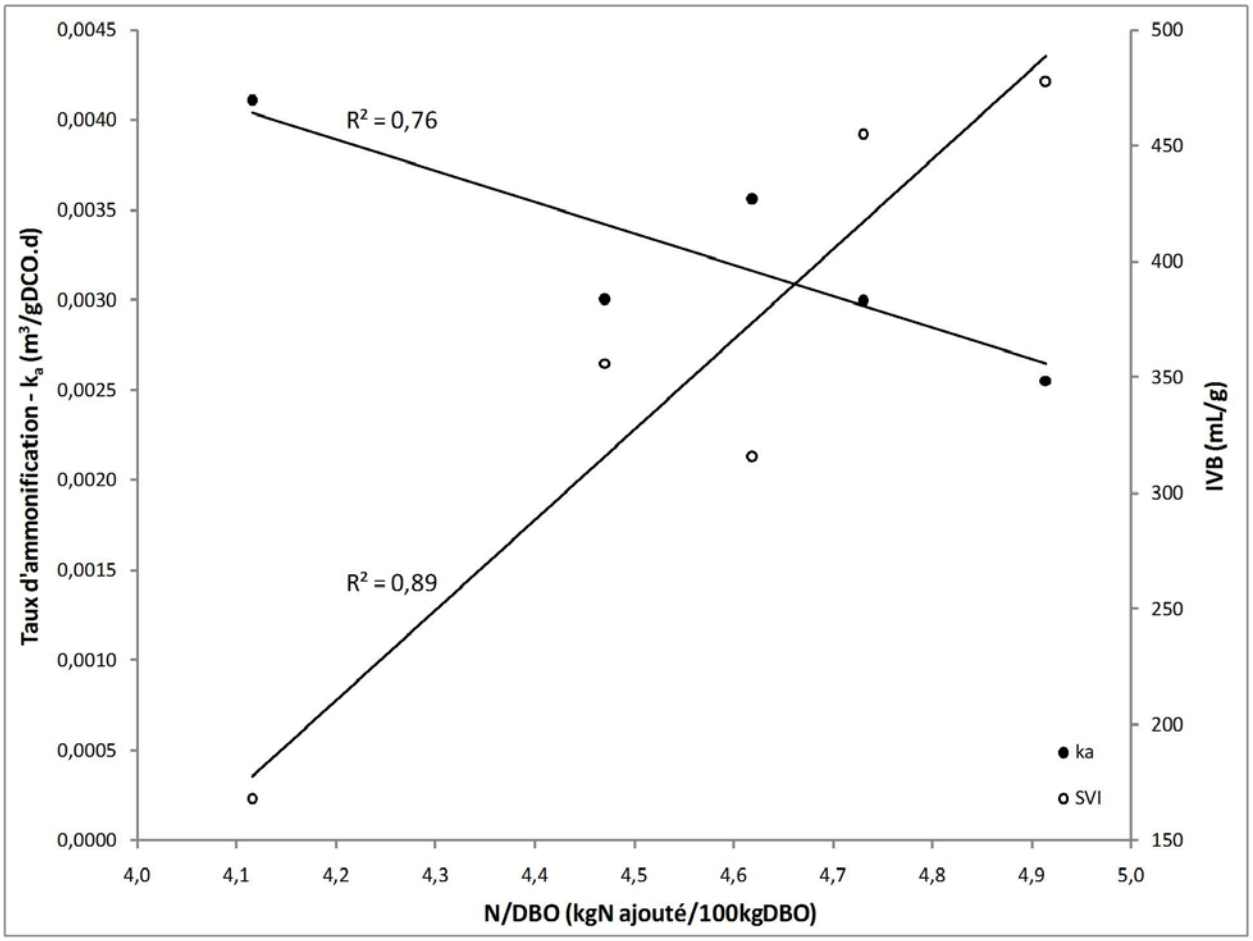

Figure 4.5: Dosage de l'azote pour les régimes pseudo-permanents, caractérisés par l'IVB, et les taux d'ammonification correspondants

le recyclage de l'azote de sa forme organique soluble à une forme rapidement disponible pour les bactéries n'est pas un processus significativement important. La faible importance du recyclage de l'azote ammoniacal dans ce système implique qu'une certaine accumulation d'azote organique biodégradable soluble et particulaire (S_{NB} et X_{NB} dans ASMP) doit avoir lieu. Ceci a été vérifié par de hautes concentrations en azote total Kjeldahl dans la liqueur mixte. Des conclusions similaires peuvent être tirées sur les taux de phosphatification obtenus, quoique la plage de valeurs calées soit beaucoup plus large que celle de l'ammonification. Ceci pourrait indiquer que la dynamique du phosphore est plus importante à l'état de santé du système étudié que la dynamique de l'azote.

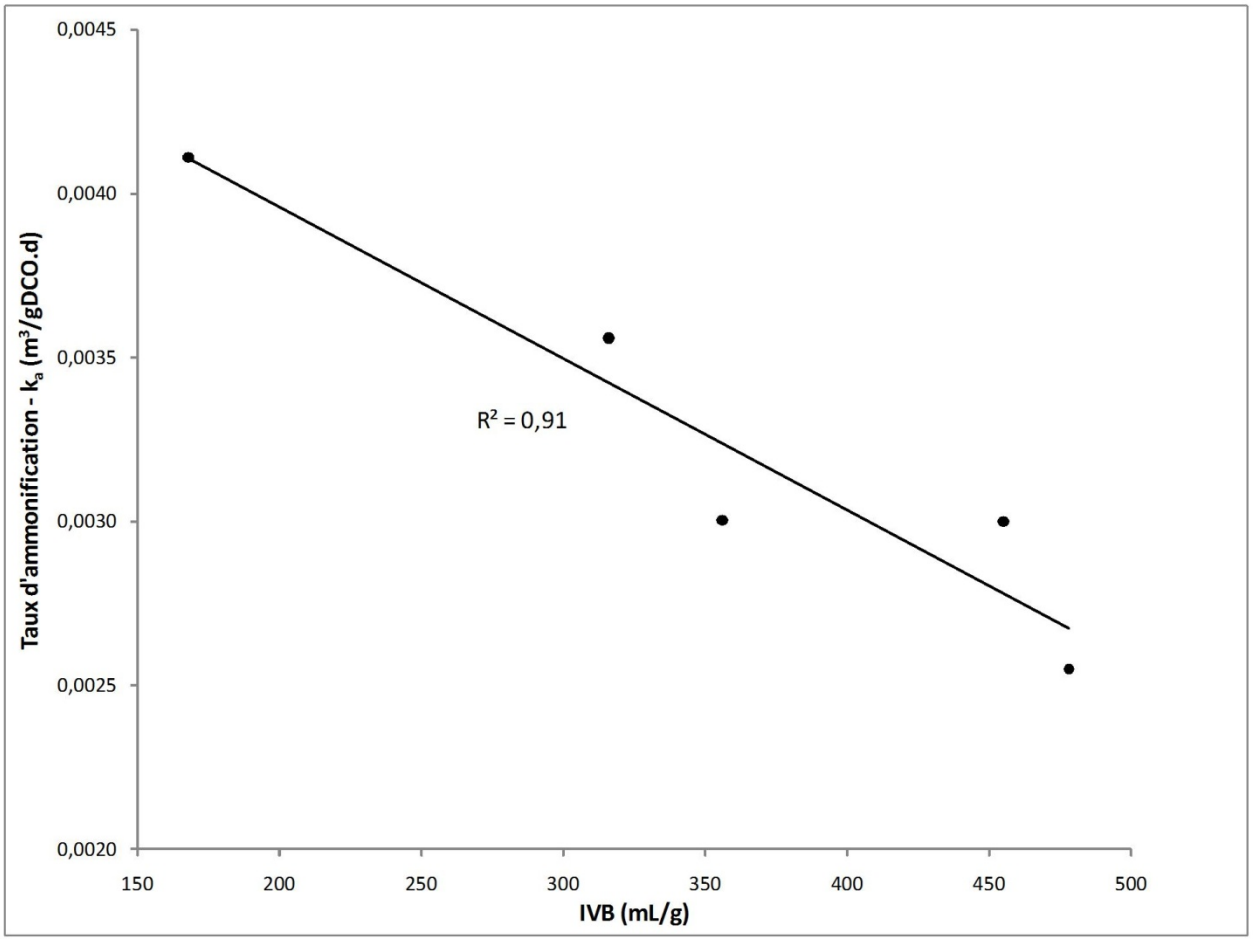

Figure 4.6: IVB représentant les différents régimes pseudo-permanents et taux d'ammonification

Les Figures 4.5 et 4.6 montrent les relations entre le dosage de N, k_a et l'IVB alors que les Figures 4.7 et 4.8 illustrent les relations entre le dosage de P, k_p et l'IVB. Ces quatre figures indiquent que :

- Les transformations de l'azote et du phosphore organiques solubles biodégradables en formes disponibles (ammoniac et orthophosphates) sont moins significatives lorsque le système de boues activées se trouve dans un état de foisonnement (caractérisé par l'IVB),
- Le ralentissement des processus de phosphatification et d'ammonification joue un rôle important dans la perturbation du système et dans le foisonnement.

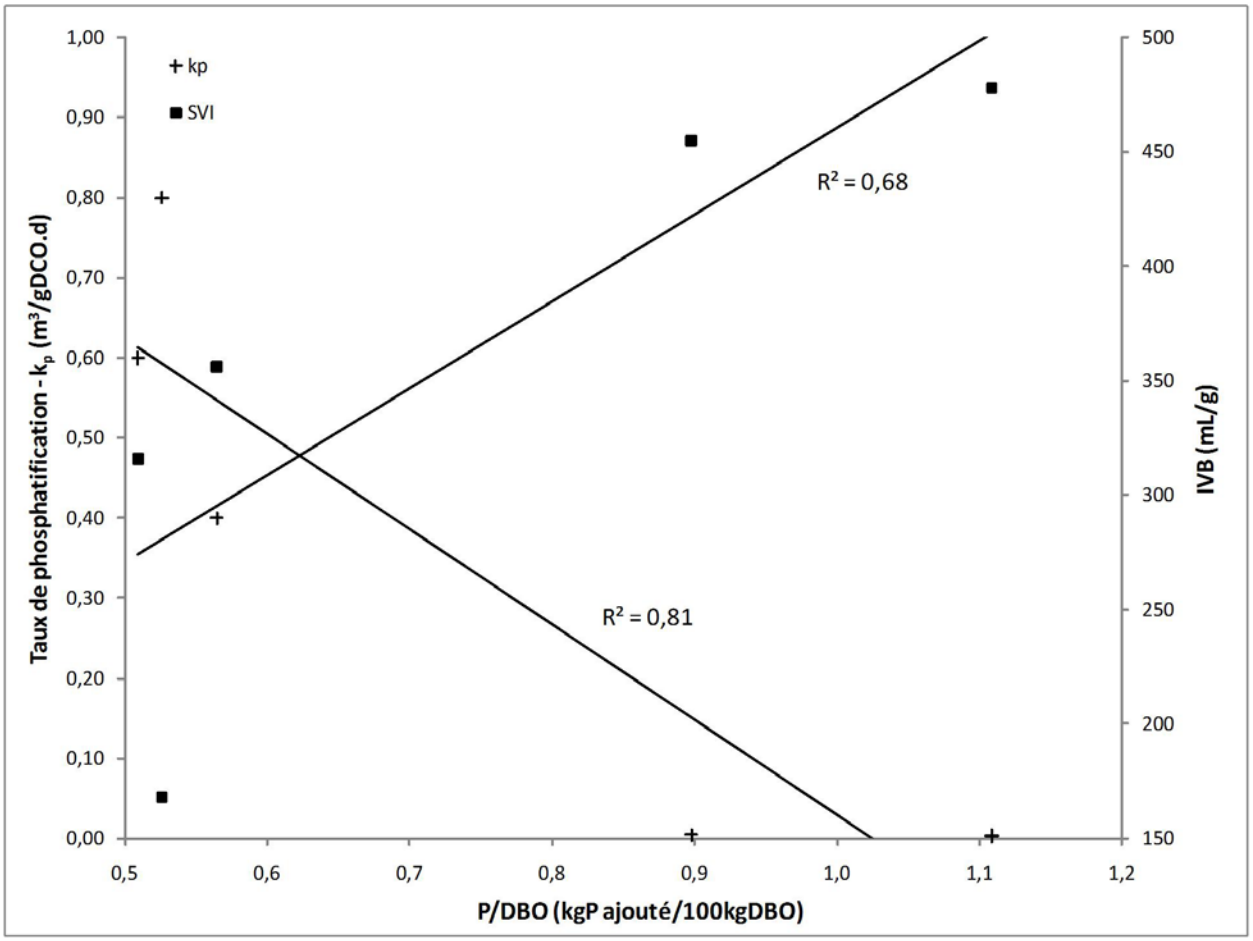

Figure 4.7: Dosage du phosphore pour les régimes pseudo-permanents, caractérisés par l'IVB, et les taux de phosphatification correspondants

Un calcul des flux de N et de P pour les processus se déroulant dans le bassin d'aération a permis de vérifier que les flux absolus d'ammonification et de phosphatification sont effectivement ralentis dans des conditions de foisonnement (hauts IVB). Ces calculs sont présentés à l'Article 3.

Alors que les ratios de dosage N/DBO et P/DBO peuvent sembler appropriés, les transformations des formes organiques de N et P ne semblent pas recycler des quantités suffisantes de nutriments pour permettre au système de contrer le foisonnement. De bonnes corrélations entre l'IVB et le dosage de N et de P reflètent les ajustements des opérateurs lorsque confrontés à un système qui dérive vers un état de carence en nutriments. Parce que l'IVB est un paramètre macroscopique qui n'indique les problèmes de foisonnement que trop tard, les opérateurs agissent souvent de

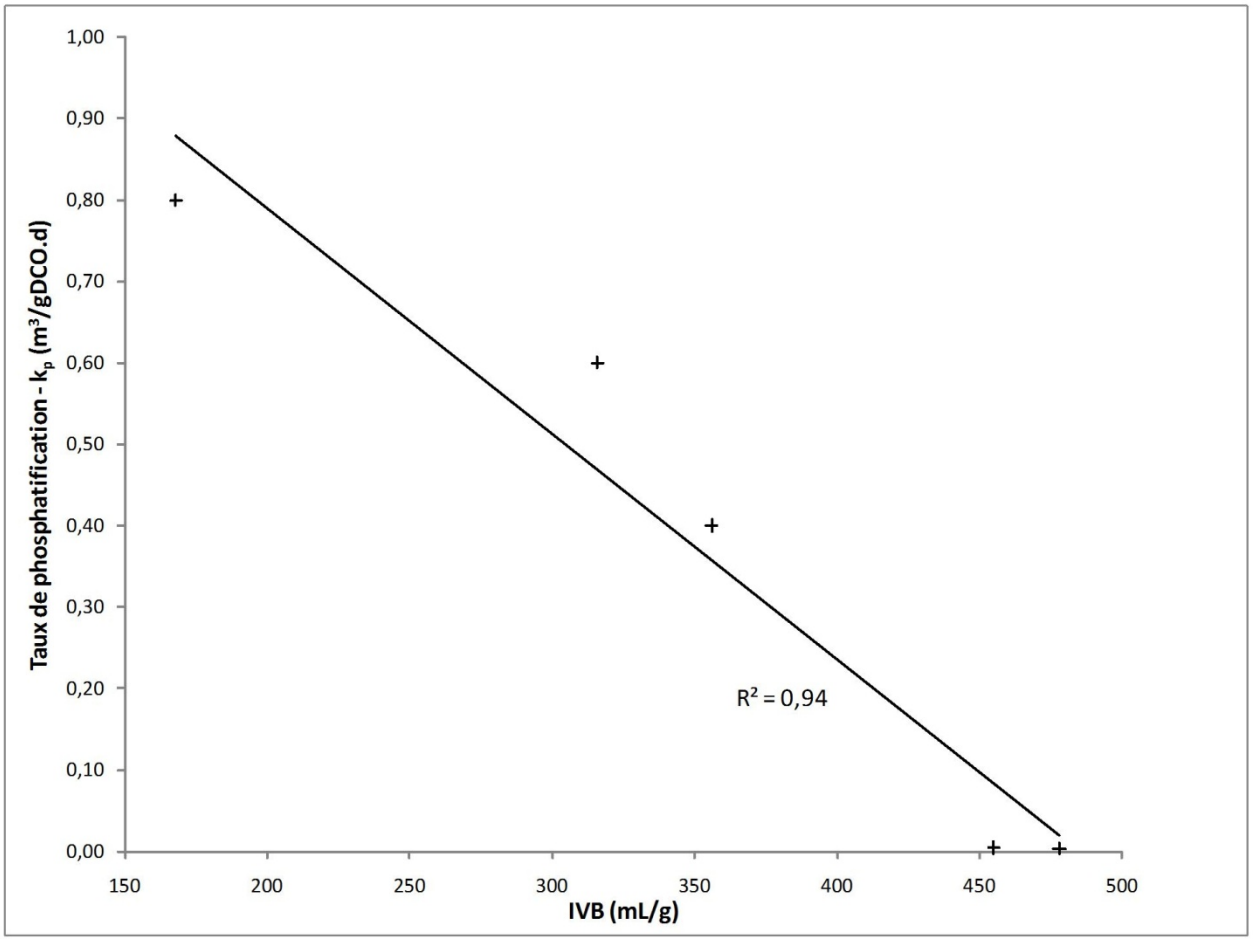

Figure 4.8: IVB représentant les différents régimes pseudo-permanents et taux de phosphatification

façon réactive plutôt que proactive, comme dans le cas de la chloration et du dosage de nutriments.

Le SOTE fait référence à la fraction de la masse d'oxygène dans un courant d'air injecté qui est dissoute dans un fluide, sous des conditions standard. La Figure 4.9 indique qu'une importante relation existe entre le transfert d'oxygène, représenté par le SOTE, et l'IVB. Le transfert d'oxygène pourrait donc être affaibli par la présence excessive de bactéries filamenteuses. Le TSUO semble aussi indiquer qu'à de hauts IVB, les bactéries filamenteuses contribuent à une activité accrue. Conséquemment, des carences en nutriments localisées et des conditions d'OD plus bas peuvent survenir et aider à détériorer des conditions de mauvaise décantation ou du moins à les maintenir.

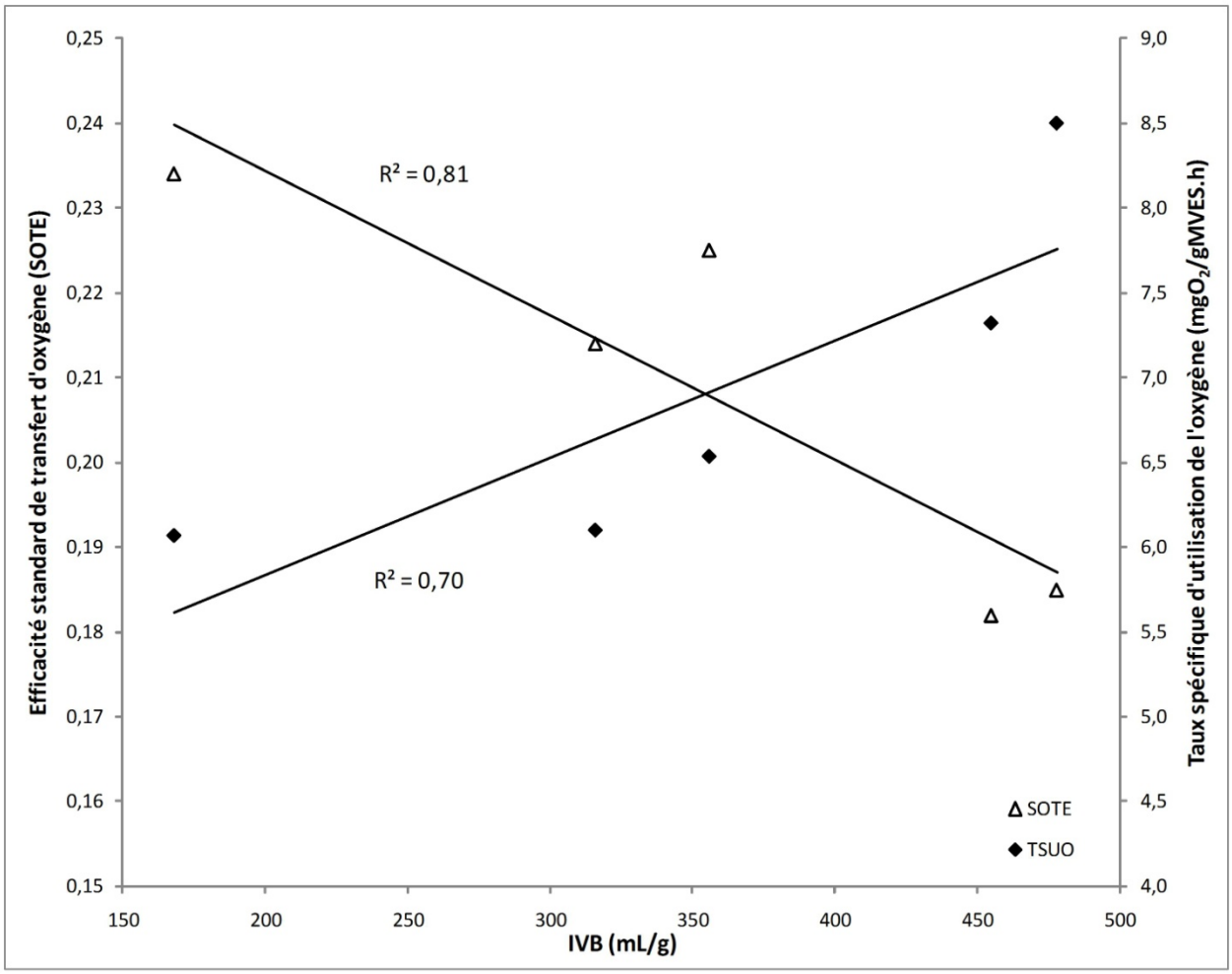

Figure 4.9: SOTE et TSUO pour les régimes pseudo-permanents étudiés caractérisés par l'IVB

L'approche utilisée avec le modèle ASMP est une approche « point par point » ou « régime par régime ». Par conséquent, avec la variabilité au niveau de l'opération observée à l'usine hôte, il serait difficile de l'utiliser comme un modèle général pour l'usine. Cette approche a par contre permis d'évaluer l'importance des divers processus en fonction de ces différents états. Le modèle ASMP peut donc être utilisé pour extraire de l'information sur les facteurs de stress reliés au foisonnement filamenteux et alors fournir de l'information importante pour le diagnostic et la réduction de ces problèmes.

Finalement, le modèle a également été utilisé dans une étude de cas cherchant à évaluer les impacts de l'intégration de la production d'éthanol cellulosique à une usine PTM intégrée sur l'opération et la capacité des unités d'opération du système de traitement par boues activées.

Les simulations avec le modèle ASMP ont permis d'évaluer l'augmentation des coûts d'exploitation résultant de l'intégration du nouveau procédé. Dépendamment du débit d'éthanol produit et de l'excédent de capacité à traiter la DBO additionnelle, des modifications au niveau de l'usine de traitement pourraient être nécessaires. Au niveau des coûts d'exploitation, par exemple, l'utilisation de nutriments pourrait augmenter de 50 % à 150 %, alors que le débit d'air alimenté au traitement secondaire pourrait augmenter de 5 % à 140 % selon le niveau d'OD auquel l'usine désire opérer dans le bassin d'aération. Une augmentation significative dans l'utilisation de polymères utilisés pour la déshydratation des boues mixtes résulterait également d'une génération accrue de boues secondaires. Des coûts en capitaux additionnels pour les soufflantes pourraient aussi être nécessaires si l'usine ne possède pas d'excédent de capacité à ce niveau.

4.3.3 Prédiction du foisonnement filamenteux à l'aide de l'ATP et des réseaux de neurones

Les RN ont été utilisés pour aider à la prédiction des évènements de foisonnement filamenteux. Dans l'Article 4, les RN cherchent à prédire ce type de problème, tel qu'indiqué par l'IVBA, quelques jours à l'avance, en utilisant :

- Des valeurs de l'IVBA correspondant aux jours antérieurs à celui ou ceux auxquels l'IVBA doit être prédit;
- Des paramètres reliés à l'état de santé des boues activées comme l'ATP et le TSUO dont les valeurs correspondent elles aussi aux jours antérieurs à ceux auxquels l'IVBA doit être prédit.

Plusieurs combinaisons de variables d'entrée ont été testées et comparées entre elles afin de prédire les différentes tendances foisonnantes ou non foisonnantes. Cet exercice a permis de raffiner le nombre d'entrées aux RN et de choisir un ensemble de variables clés :

- L'IVBA à $t = t_0$, où $t_0 = 0$, le jour actuel,
- Le fbATP spécifique à t_0 et à $t = t_0 - 2$ d,

- Le BSI dans les boues recirculées à t_0 et à $t = t_0 - 2$ d, et
- Le TSUO à t_0 et à $t = t_0 - 2$ d.

Les trois derniers paramètres semblent être des choix appropriés pour aider à la prédiction de problèmes de foisonnement filamenteux. Tout d'abord, la teneur en ATP des boues activées a été associée au taux d'utilisation de l'oxygène et à la décantation [104, 110], et plus particulièrement au foisonnement filamenteux, tel qu'expliqué à l'Article 2. Le BSI est un indice qui permet de surveiller l'état de stress de la biomasse dans les boues activées, et il a démontré être plus sensible au stress (induit par des carences en nutriments ou par des conditions anoxie, par exemple) que la mesure de l'ATP total [174]. Finalement, les tests du taux d'utilisation de l'oxygène, comme le taux spécifique d'utilisation de l'oxygène (TSUO), sont utiles à l'évaluation de la performance du PBA, à la détection de perturbations ou encore à la détection de variations dans la charge organique [179]. L'information qu'apportent ces trois paramètres est donc précieuse dans un contexte de prédiction et par la suite, de diagnostic. Des délais de deux jours ont été imposés aux variables d'entrée pour introduire une composante dynamique à l'architecture d'autre part statique. L'utilisation de délais de cinq jours a aussi été testée, mais n'a pas amélioré la performance des modèles de RN par rapport à l'utilisation de délais de deux jours.

Plusieurs observations importantes ont pu être faites lors des essais de prédiction avec les RN. Premièrement, l'IVBA peut être modélisé de façon autorégressive en donnant des résultats relativement précis, mais un délai considérable s'installe entre les valeurs cibles et les valeurs prédites par les RN. Les variables d'ATP et le TSUO permettent d'éliminer ce délai de prédiction, particulièrement le BSI dans les boues recirculées. L'IVBA est une entrée nécessaire pour la prédiction de l'amplitude de certains des évènements caractérisés par de hautes valeurs d'IVBA, mais lorsqu'utilisé individuellement, sa performance est limitée lorsqu'il s'agit de classer les évènements de foisonnement. En effet, lorsqu'un RN autorégressif (avec l'IVBA) a été utilisé pour prédire l'IVBA dans dix jours, 25 % des cas de foisonnement ont été incorrectement classés comme des cas non foisonnants. Lorsqu'utilisés individuellement, le fbATP, le BSI dans les boues recirculées et le TSUO démontrent de faibles capacités de précision (proportion du

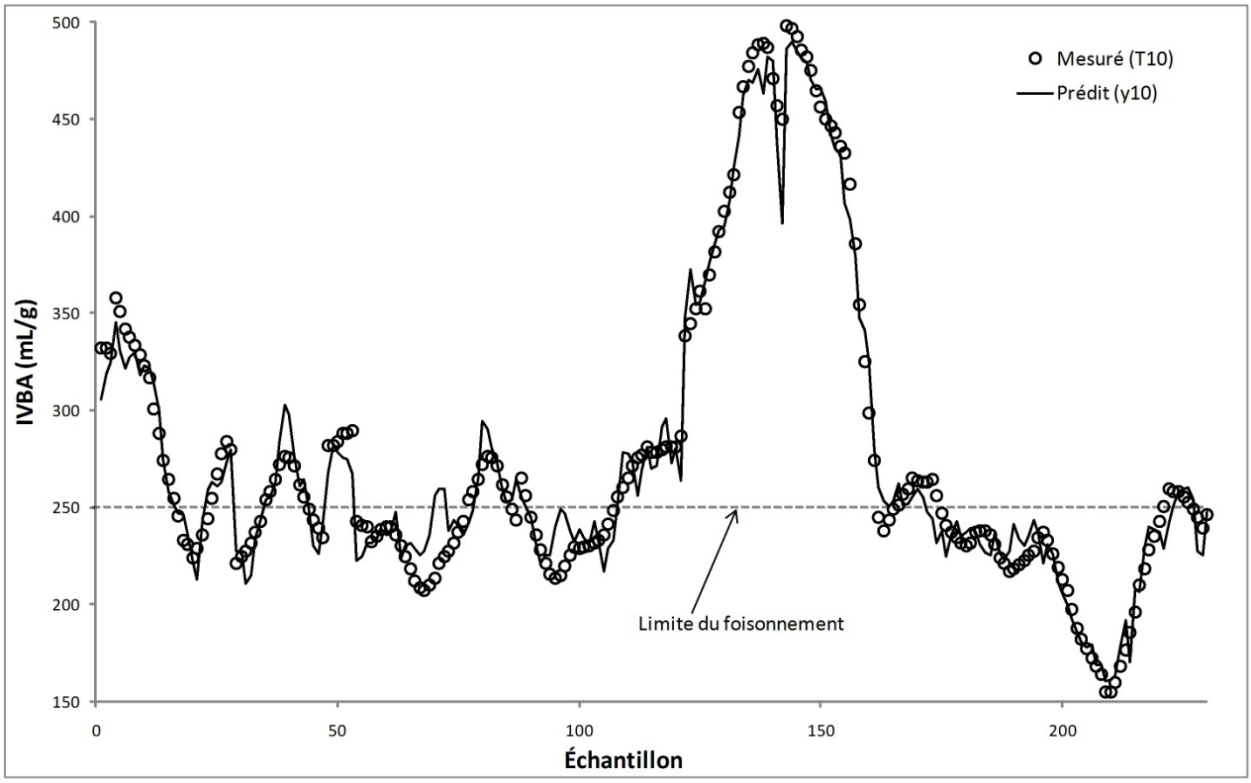

Figure 4.10: IVBA à t = 10 d prédit par les réseaux de neurones et valeurs mesurées (cibles)

nombre total de prédictions qui sont correctes) et à classer les cas de non foisonnement comme tels.

Le surapprentissage a été observé de façon intermittente, mais était plutôt réservé aux combinaisons de plus de huit variables d'entrée. Par contre, ceci est probablement dû au fait que l'ensemble de données était relativement petit : l'ensemble était d'ailleurs divisé en ensembles d'apprentissage (60 %), de test (20 %) et de validation (20 %). La performance du RN avec les entrées listées ci-dessus est illustrée à la Figure 4.10. Des résultats similaires ont été obtenus lorsque le RN cherchait à prédire les valeurs de l'IVBA à t = 5 et t = 2 d, avec une amélioration croissante au niveau des indicateurs de performance énumérés dans l'Article 4.

La Figure 3.6 illustre le rôle des RN dans la recherche d'un signal d'alerte pour ce type de problèmes : avec les trois valeurs cibles prédites, les tendances résultantes peuvent être évaluées et comparées aux tendances « réelles » et conclure si le système se dirige ou non vers un état foisonnant. Ces tendances possibles sont illustrées à la Figure 4.11. À noter que T_0 est la valeur

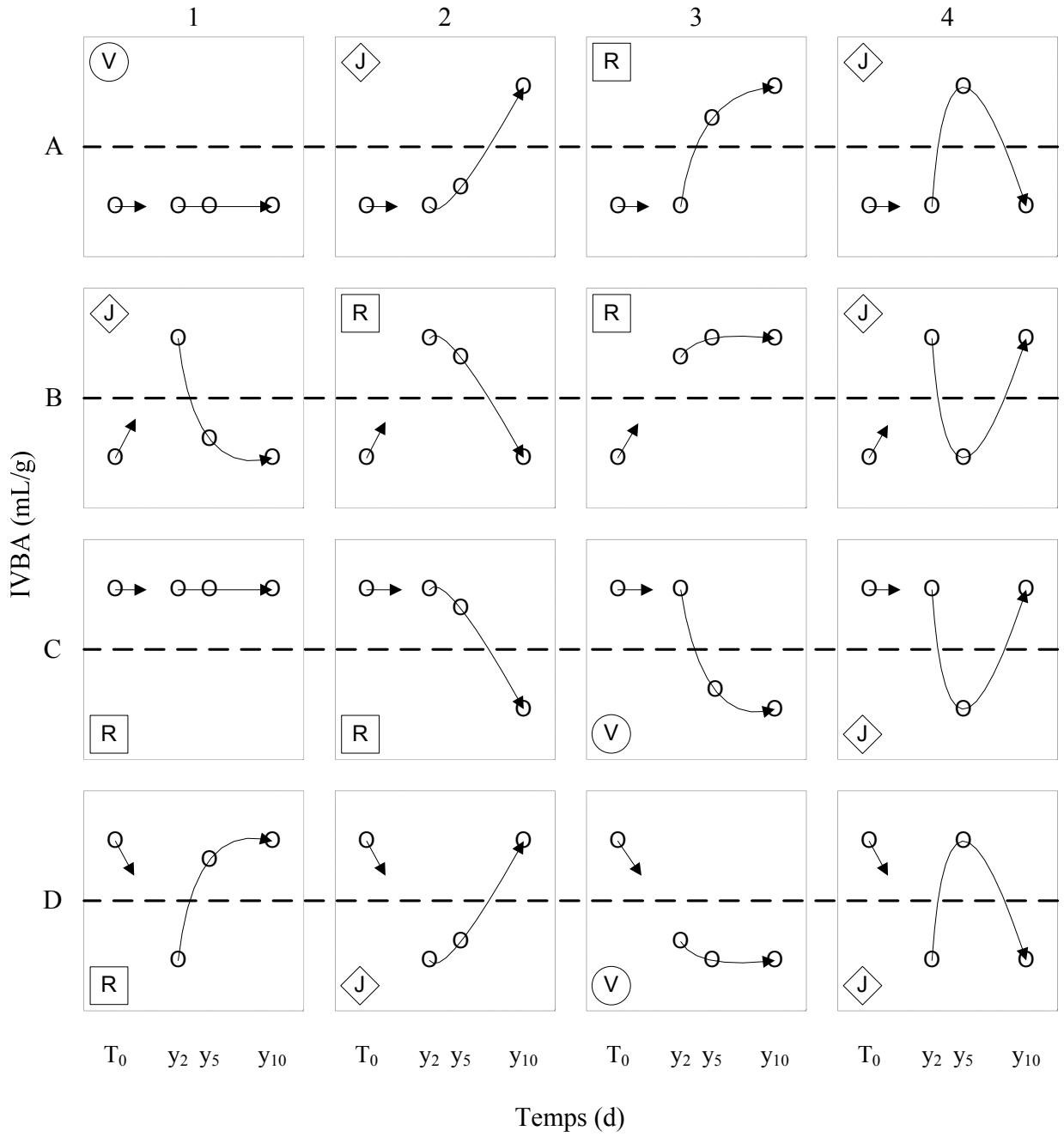

Figure 4.11: Scénarios possibles pour le système d'alerte (la limite de foisonnement en pointillé correspond à un IVBA de 250 mL/g)

actuelle (réelle) de l'IVBA, y_2 est la valeur de l'IVBA à t = 2 d prédite par le RN, y_5 est la valeur prédite de l'IVBA à t = 5 d et y_{10} est la valeur prédite de l'IVBA à t = 10 d. De plus :

- Le symbole (V) signifie une « lumière verte », i.e. un état ou une tendance non foisonnants;
- Le symbole ◇J signifie une « lumière jaune », i.e. un état ou une tendance transitoires;
- Le symbole [R] signifie une « lumière rouge », i.e. un état ou une tendance foisonnants.

Les tendances qui ont été les plus observées pendant la période d'étude sont les tendances C1 (30 %) et A1 (22 %), ce qui signifie que le système de boues activées a passé plus de 50 % du temps à maintenir pendant au moins dix jours un état foisonnant ou un état non foisonnant. Les autres tendances les plus observées sont ensuite C2 (13 %), A2 (7 %) et A3 (6 %). La performance du système d'alerte quant à la classification des états foisonnants, transitoires et non foisonnants est présentée au Tableau 4.1. Un cas réel est défini comme une tendance composée de trois valeurs mesurées (« réelles ») d'IVBA.

Il est de plus intéressant de constater que seulement 5 % des cas de lumières vertes ont été incorrectement classés comme appartenant à la classe R, alors que la proportion de cas R incorrectement classés comme G est inférieure à 2 %. Le Tableau 4.1 montre que la proportion de cas J qui étaient correctement identifiés est relativement faible, peut-être parce qu'il n'existait que peu de cas J réels (40) ou encore à cause de l'ambigüité qui règne autour de la définition d'une situation représentée par une lumière jaune. 21 % des cas J ont été incorrectement classés comme faisant partie de la classe G. La proportion de cas J qui ont été incorrectement classés comme R est aussi de 21 %.

Les résultats rapportés dans cette section montrent qu'en utilisant les RN alimentés par des variables représentant l'état de santé des boues activées et en introduisant une composante dynamique dans les réseaux (à l'aide des délais sur les entrées), il est possible de prédire les tendances menant au foisonnement filamenteux.

Tableau 4.1: Performance de classification des réseaux de neurones pour les lumières verte, jaune et rouge

Indicateur de performance	**« Lumière verte » (V)**	**« Lumière jaune » (J)**	**« Lumière rouge » (R)**
Nombre de cas réels	64	40	126
Proportion des cas V, J ou R qui sont correctement identifiés (%)	84	65	93
Proportion des cas non V, non J ou non R qui sont incorrectement identifiés comme V, J ou R (%)	5	7	10
Proportion du nombre total de prédictions qui sont correctes (%)	92	88	92

4.3.4 Méthodologie de prédiction, de diagnostic et de réduction des problèmes de foisonnement filamenteux

L'approche présentée dans cette section entend déterminer les actions nécessaires pour s'attaquer aux sources et aux causes du foisonnement filamenteux, et prédire son début afin de réagir de façon appropriée et opportune. La méthodologie de prédiction, de diagnostic et de réduction du foisonnement filamenteux (PDRF) proposée s'inspire des procédures de réduction des problèmes de toxicité (Toxicity Reduction Evaluation ou TRE) et d'identification des problèmes de toxicité (Toxicity Identification Evaluation ou TIE) développées par l'Environmental Protection Agency des États-Unis. Ces procédures sont destinées à la prévention, à l'identification et à la réduction de la toxicité à l'effluent des usines de traitement des eaux usées [180-183] et elles ont été appliquées à des systèmes municipaux et industriels, entre autres dans l'industrie des pâtes et papiers [184].

La méthodologie générale pour concevoir et exécuter une étude de PDRF dans le système de boues activées d'une usine de pâtes et papiers est présentée à la Figure 4.12. Chaque phase est détaillée dans les prochaines sous-sections.

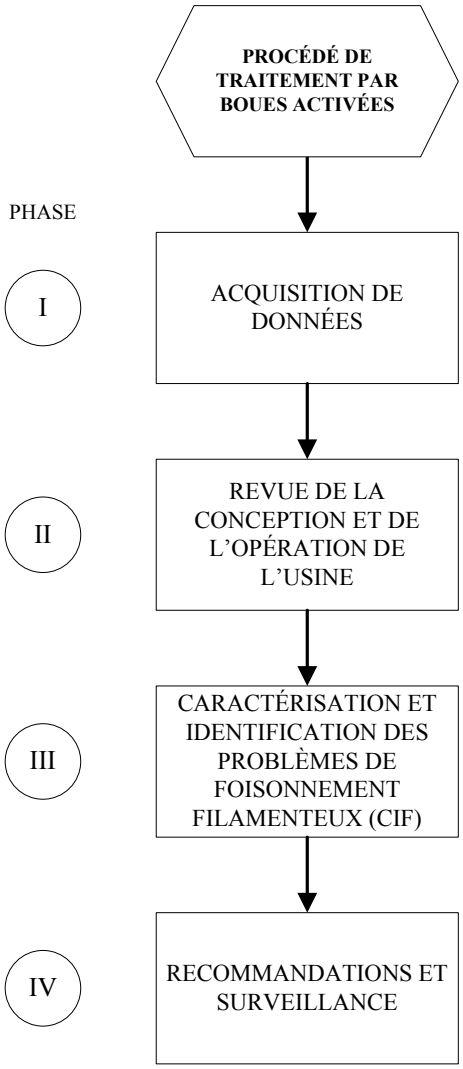

Figure 4.12: Méthodologie générale pour la prédiction, le diagnostic et la réduction de problèmes de foisonnement filamenteux (PDRF)

4.3.4.1 Phase I – Acquisition de données

La première phase de l'approche PDRF est l'acquisition de données de base pertinentes au problème du foisonnement filamenteux à l'usine sous évaluation. L'objectif général de l'évaluation poursuivi par l'usine ou par l'évaluateur devrait également être établi à cette étape : par exemple, est-ce que le point focal est lié à la réduction des coûts d'exploitation ou au respect des limites de rejet? Les critères de performance attendus et les priorités propres à l'usine

devraient également être communiqués pendant cette phase afin de recueillir l'information appropriée.

L'information collectée peut inclure des données sur la conception et l'opération de l'usine de traitement des eaux usées, sur la composition de l'effluent combiné et des effluents de l'usine de pâtes et papiers, des données de respirométrie et dérivées d'observations microscopiques, ainsi que de l'information sur les coûts d'exploitation et la législation en vigueur à l'usine. Les données sur la conception, l'opération et la composition peuvent permettre de définir la nature physique et chimique des effluents de procédés alors que les observations au microscope peuvent aider à identifier les bactéries filamenteuses dominantes ou les tendances quant à la dominance d'espèces spécifiques. Les paramètres clés reliés au foisonnement, comme les indices de volume des boues, qui sont mesurés à l'usine doivent être identifiés.

L'information collectée durant cette phase permet l'identification et la centralisation de ce qui est déjà connu et peut possiblement déjà fournir des indices quant aux causes et aux sources du problème. Finalement, des outils d'exploration des données brutes, i.e. visualisation, statistiques de base, etc., aident à mieux comprendre les données disponibles et à fournir un aperçu préliminaire de la problématique de foisonnement évaluée à l'usine.

4.3.4.2 Phase II– Revue de la conception et de l'opération de l'usine

Cette phase cherche à évaluer si le PBA est opéré adéquatement et ceci, de façon régulière, si le foisonnement filamenteux est le résultat de perturbations périodiques ou sporadiques ou s'il est relié à des lacunes au niveau de l'opération ou de la conception. La Phase II est elle-même divisée en trois parties :

- Phase II-A – Évaluation de l'administration interne;
- Phase II-B – Évaluation de l'opération;
- Phase II-C – Analyse des coûts d'exploitation.

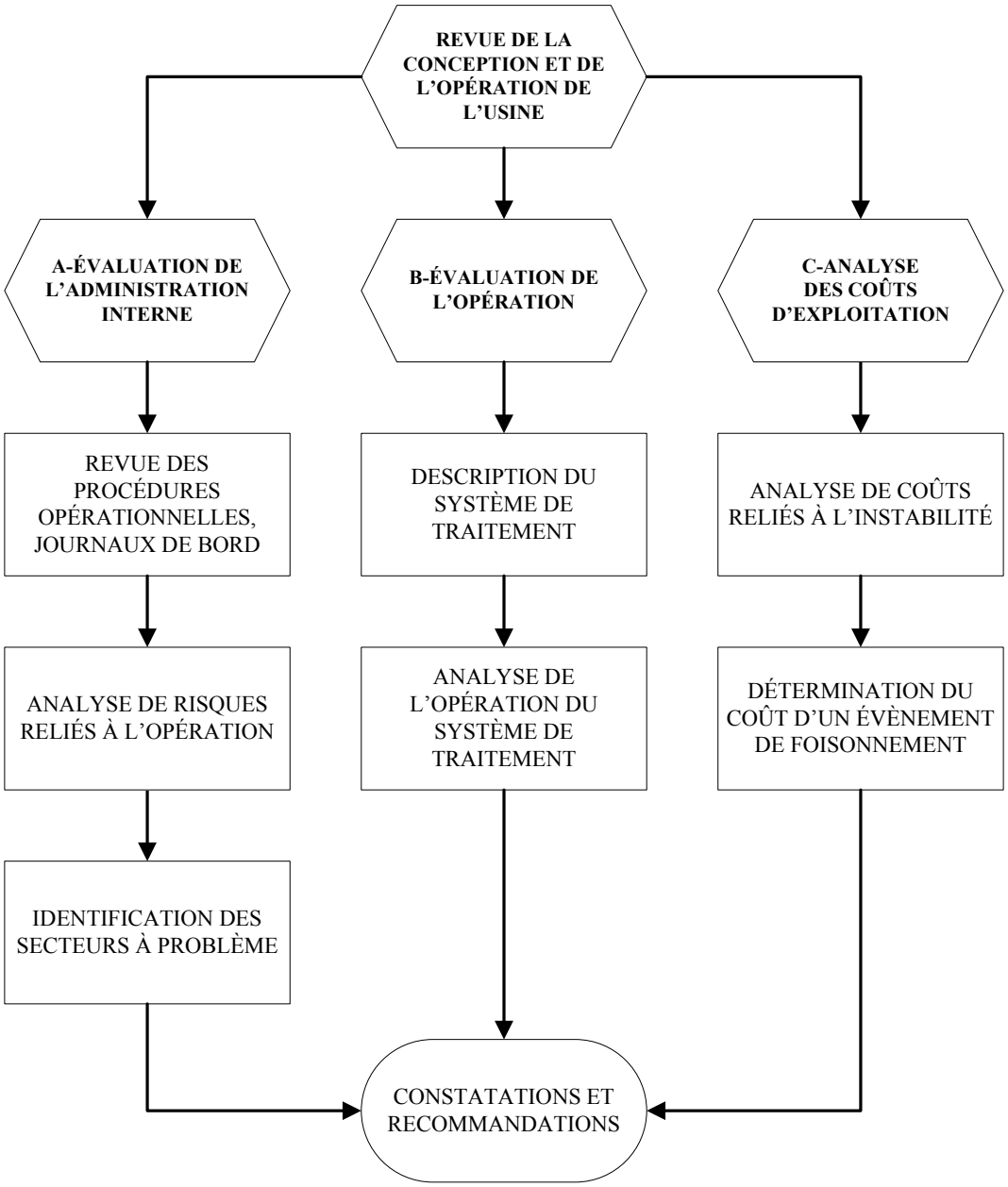

Figure 4.13: Étapes de la Phase II – Revue de la conception et de l'opération de l'usine

Pour chacun de ces sujets de préoccupation, une évaluation doit être faite afin de déterminer si la performance est optimale par rapport à la prévention ou la réduction de problèmes de foisonnement filamenteux. La Phase II vise l'identification de secteurs à problèmes évidents. Les détails des trois sous-phases sont illustrés à la Figure 4.13.

4.3.4.2.1 Phase II-A – Évaluation de l'administration interne

Dans cette étape, les pratiques et les procédures opérationnelles de l'usine ainsi que les activités en amont du PBA sont examinées. Premièrement, les procédures opérationnelles et les journaux de bord du personnel (opérateurs, surintendants de l'environnement, etc.) sont révisés.

Par exemple, les procédures de chloration, d'utilisation et de dosage de polymères, de contrôle et prévention des déversements à l'intérieur de l'usine de pâtes et papiers peuvent donner de l'information de grande valeur sur la façon de gérer les problèmes de foisonnement et/ou leurs sources. Certains évènements peuvent provoquer des situations de stress dans le PBA, et la revue des journaux de bord peut apporter les informations suivantes, par exemple :

- Un registre des données journalières suivies, comprenant les indicateurs clés de performance (ICP);
- Les dates des chlorations et de l'utilisation de polymères (et les quantités utilisées);
- Les dates des mises en arrêt et redémarrages des procédés en amont ou de l'usine en général. Ceci peut comprendre les arrêts planifiés pour entretien et les arrêts non planifiés dus aux bris, erreurs et pannes;
- La fréquence de nettoyage des chaudières à biomasse. En effet, le nettoyage des chaudières peut envoyer des cendres, des terpènes, de la térébenthine et des composés organiques volatils au traitement primaire, et ainsi créer des stress au traitement secondaire;
- L'utilisation de produits chimiques en essai;
- Les déversements de produits chimiques ou eaux de procédé en amont;
- Les dates et les causes des évènements de non-conformité.

La deuxième partie de la Phase II-A est l'analyse de risques reliés à l'opération, telle qu'illustrée à la Figure 4.14 et dont la structure est inspirée par celle des analyses HAZOP [185]. Il est important d'effectuer cette analyse avec l'aide du personnel qui est familier avec l'opération du PBA. L'analyse commence avec les ICP pour l'usine de traitement des eaux usées et étudie les déviations possibles par rapport à ces indicateurs. Une plage opérationnelle devrait être connue

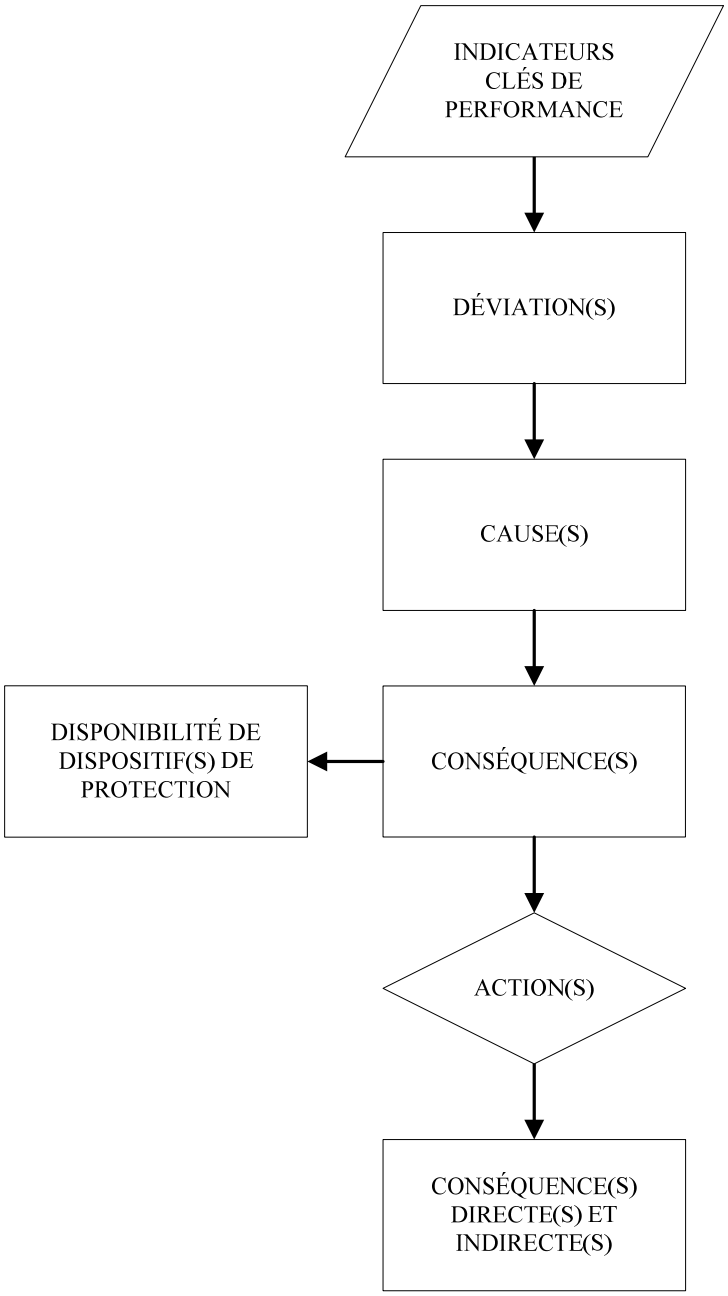

Figure 4.14: Analyse de risques reliés à l'opération

pour chaque ICP afin de déterminer si l'usine opère près de la cible d'opération ou du niveau d'alarme. Cette plage permet aussi d'identifier les situations hors-plage potentielles (autres que les niveaux d'alarme) comme étant des déviations, comme par exemple, des situations dans lesquelles les conditions de conception ne sont pas respectées ou lorsque d'importantes fluctuations sont observées. Il est également possible de s'imaginer une déviation qui

représenterait l'inverse d'une situation normale, comme dans le cas de boues flottantes (alors qu'elles devraient décanter). Chaque déviation peut être dérivée d'une ou de plusieurs causes, qui peuvent elles-mêmes être une défaillance d'une unité de procédé, un évènement externe ou tout phénomène physique, chimique ou biologique qui pourrait être responsable de la dite déviation.

Il est à noter que les déviations peuvent également être dues à des erreurs humaines, plus particulièrement si ces déviations sont reliées au non respect de procédures opérationnelles. Cette cause n'est par contre pas incluse dans cette analyse car elle n'apporte pas d'information pertinente sur la façon d'opérer à l'usine de traitement, plus particulièrement sur les conditions pouvant mener au foisonnement filamenteux. Les incidents résultant d'erreurs humaines ayant des impacts importants sur l'opération peuvent plutôt être identifiés à l'étape de revue des journaux de bord des opérateurs et surintendants.

Une conséquence survient alors comme l'effet de chaque déviation identifiée ou de la cause elle-même. Elle peut avoir un effet à court ou à long terme et être de nature opérationnelle ou économique. À cette étape, la disponibilité de dispositifs de protection est vérifiée avant de passer à l'analyse des actions utilisées par l'usine soit pour atténuer ou éliminer les conséquences, soit pour éliminer les causes. Ces actions peuvent par la suite avoir des conséquences directes ou indirectes. Une discussion avec le personnel de l'usine à propos de la propagation des effets des déviations et les actions associées à celles-ci peuvent apporter à l'usine évaluée de l'information de grande valeur sur les problèmes de foisonnement filamenteux. Il est à noter que dans certains cas, les conséquences associées à une déviation peuvent être les causes d'une autre, et vice-versa. Il est important d'être conscient de ces interactions. Un exemple d'analyse de risques reliés à l'opération est donné à la Figure 4.15, avec le niveau de boues dans le décanteur secondaire comme ICP. Dans cette figure, « D » signifie « Déviation », « Ca », « Cause », « Co », « Conséquence » et « A », « Action ».

Après avoir complété les deux premières étapes de la Phase II-A, des secteurs problématiques potentiels peuvent être identifiés. Ces secteurs problématiques devraient être bien caractérisés, en termes, par exemple, de type et de fréquence d'évènements répertoriés ou encore en termes de quantités de substances déversées et de leur impact sur les procédés en aval du point de déversement.

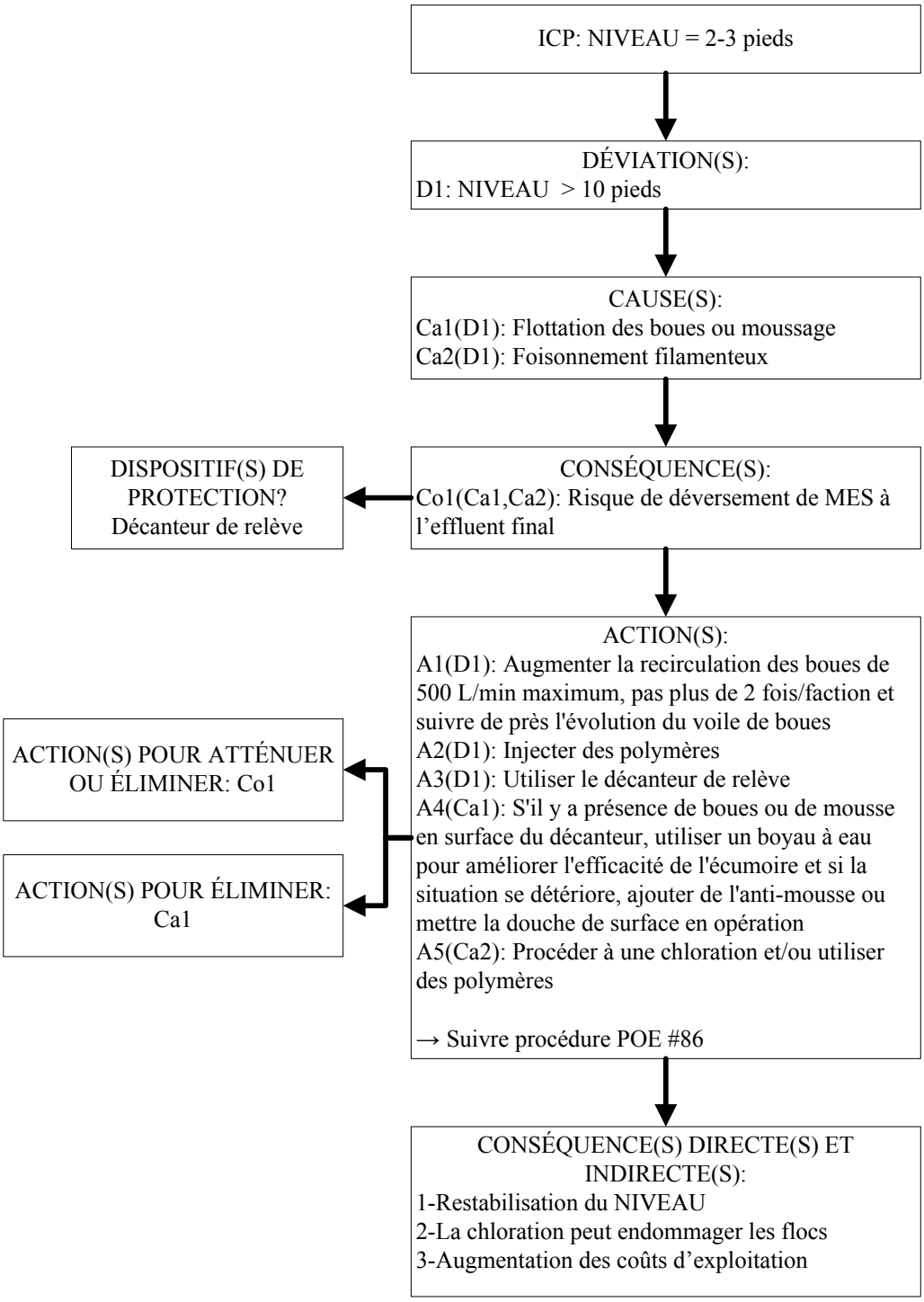

Figure 4.15: Exemple d'application de l'analyse de risques reliés à l'opération avec le niveau de boues dans le décanteur secondaire comme ICP

4.3.4.2.2 Phase II-B – Évaluation de l'opération

La Phase II-B vise à aider l'évaluateur à comprendre comment l'installation a été conçue et comment elle est opérée. Elle aide ainsi à identifier des problèmes d'opération et de conception qui pourrait contribuer à l'occurrence de problèmes de foisonnement filamenteux et à y remédier. Cette phase débute avec la description de l'usine de traitement des eaux usées en se basant sur les diagrammes d'écoulement et les schémas de procédé et d'instrumentation.

Le bloc « Analyse de l'opération du système de traitement » à la Figure 4.13 comprend les points suivants :

- Une revue historique de la conception et de l'opération;
- Une analyse de l'opération de l'usine versus la capacité de ses unités de procédé;
- Une revue de l'utilisation de produits chimiques.

Un élément critique dans la réduction des problèmes de foisonnement filamenteux dans un PBA est l'analyse de son opération et donc de sa performance. Une usine peut souffrir d'épisodes de foisonnement qu'elle opère ou non, selon les conditions de conception, et qu'elle pourvoie ou non un niveau acceptable de traitement. La même usine peut aussi être capable de résister à la majorité des évènements de foisonnement auxquels elle est confrontée, si certains ajustements sont apportés, de sorte qu'elle opère à un niveau autre que celui dicté par les conditions de conception. Après l'examen de l'opération de l'usine de traitement, l'évaluateur peut être en mesure de suggérer des conditions sous lesquelles l'usine pourrait opérer de façon plus efficace. Les connaissances de l'opération, jumelée aux indicateurs de foisonnement, peuvent également fournir de sérieux indices quant aux sources potentielles de ce type de problème et quant aux raisons qui expliquent la variabilité chez les facteurs contribuant à la croissance des bactéries filamenteuses. Par exemple, une analyse saisonnière des évènements de foisonnement, tels que décrits par l'IVB, peut révéler que les charges organiques au traitement sont plus importantes l'hiver, et donc que le système pourrait être surchargé. De plus, l'opération a pu être modifiée, par nécessité, à cause de modifications au niveau des procédés en amont. Par exemple, certaines usines redirigent en alternance les filtrats des presses à boues mixtes au décanteur primaire ou au bassin d'aération selon la charge envoyée à ce dernier. Les filtrats de presse peuvent contenir des

charges organiques non négligeables qui obligeraient des changements au niveau de l'opération du traitement secondaire. Ces changements ou remaniements devraient être documentés, et leur impact sur l'efficacité et l'opérabilité du traitement analysé. La revue historique de la conception et de l'opération est complémentaire à la Phase III-A, particulièrement en ce qui a trait à la performance des systèmes d'aération et des sélecteurs en place. L'évaluation de la performance du sélecteur peut également être bénéfique.

Il est également important de vérifier où se situent les décanteurs et les bassins d'aération d'un PBA face à leur capacité de conception. Dans cette analyse, les charges massiques et hydrauliques de conception sont comparées à celles représentant l'opération actuelle de l'usine. Cette analyse est étroitement liée à la revue historique des opérations : des augmentations ou des réductions de la production de papier génèreront des fluctuations non négligeables au niveau des charges à traiter et viendront possiblement tester la capacité en place des unités de production. Ce genre de stress peut être complice de l'occurrence de problèmes de foisonnement.

La revue de l'utilisation des produits chimiques dans l'usine de traitement des eaux usées et en amont de celle-ci devrait établir une liste des produits utilisés ainsi que leurs quantités et les raisons pour lesquelles ils sont consommés. Cette information peut être utilisée plus tard lors de l'analyse des coûts d'exploitation (Phase II-C) et est complémentaire à la Phase III-A, plus particulièrement en ce qui a trait à la chloration, aux polymères aidant à la décantation, aux nutriments et à l'utilisation en amont du traitement secondaire de composés soufrés qui pourraient aider certaines espèces filamenteuses à dominer.

4.3.4.2.3 Phase II-C – Analyse des coûts d'exploitation

Dans cette phase, les coûts d'exploitation totaux et les coûts spécifiques à l'instabilité sont évalués et rapportés relativement à la charge organique appliquée au traitement secondaire. Les coûts d'instabilité comprennent les produits chimiques de « soulagement » et les conséquences d'évènements « exceptionnels ». Le terme produit chimique de soulagement se réfère aux produits utilisés uniquement de façon discontinue, pendant des moments d'instabilité opératoire, ou lorsque les opérateurs ont toutes les raisons de croire que le système est en train de dériver vers un état d'instabilité (dans ce cas-ci, de foisonnement). Les coûts reliés aux évènements exceptionnels sont associés aux évènements qui mènent à des pertes de production, à du surtemps

à taux majoré, et représentent tous les autres coûts qui n'étaient pas budgétés. L'Article 1 traite de cette analyse qui peut aider à identifier des opportunités de réduction de l'utilisation de produits chimiques et déterminer le coût d'un évènement de foisonnement filamenteux. En calculant les coûts d'exploitation reliés au foisonnement, il est ensuite possible d'évaluer la profitabilité d'investissements au traitement ou en amont de celui-ci visant la réduction de ce type de problème ou en ciblant les sources.

4.3.4.3 Phase III– Caractérisation et identification des problèmes de foisonnement filamenteux

L'objectif de la Phase III est la caractérisation et l'identification des problèmes de foisonnement filamenteux (CIF) dans le PBA étudié. Parce que le foisonnement peut être causé par un nombre de facteurs ou des combinaisons de facteurs, l'objectif est aussi de réduire la plage de possibilités et de déterminer si l'importance relative de ces facteurs varie dans le temps. La Phase III est composée des deux parties :

- Phase III-A – Caractérisation du foisonnement et identification des facteurs contribuant au foisonnement;
- Phase III-B – Identification mécaniste des facteurs contribuant au foisonnement.

La phase III-A est détaillée à la Figure 4.16. Les étapes de la Phase III-B sont illustrées à la Figure 3.3 et un exemple de son application est donné dans l'Article 3.

La première étape de la Phase III-A est la définition du foisonnement ou d'un évènement de foisonnement. Cette définition peut être déjà disponible à l'usine comme, par exemple, un critère de foisonnement « IVB > 200 mL/g », ou peut surgir de discussions et d'analyses sur la durée, l'amplitude et la fréquence d'évènements de foisonnement passés. Cette définition aidera à établir la base de comparaison et de corrélation pour les différents facteurs qui pourront être identifiés. Les étapes suivantes utilisent les observations microscopiques, la caractérisation des effluents de l'usine de pâtes et papiers ainsi que la surveillance du PBA à l'aide de paramètres reliés à l'ATP. Ces trois étapes sont alignées avec l'identification des facteurs pouvant contribuer au foisonnement (voir Tableau 2.2, par exemple). Ces facteurs peuvent être liés à la composition des

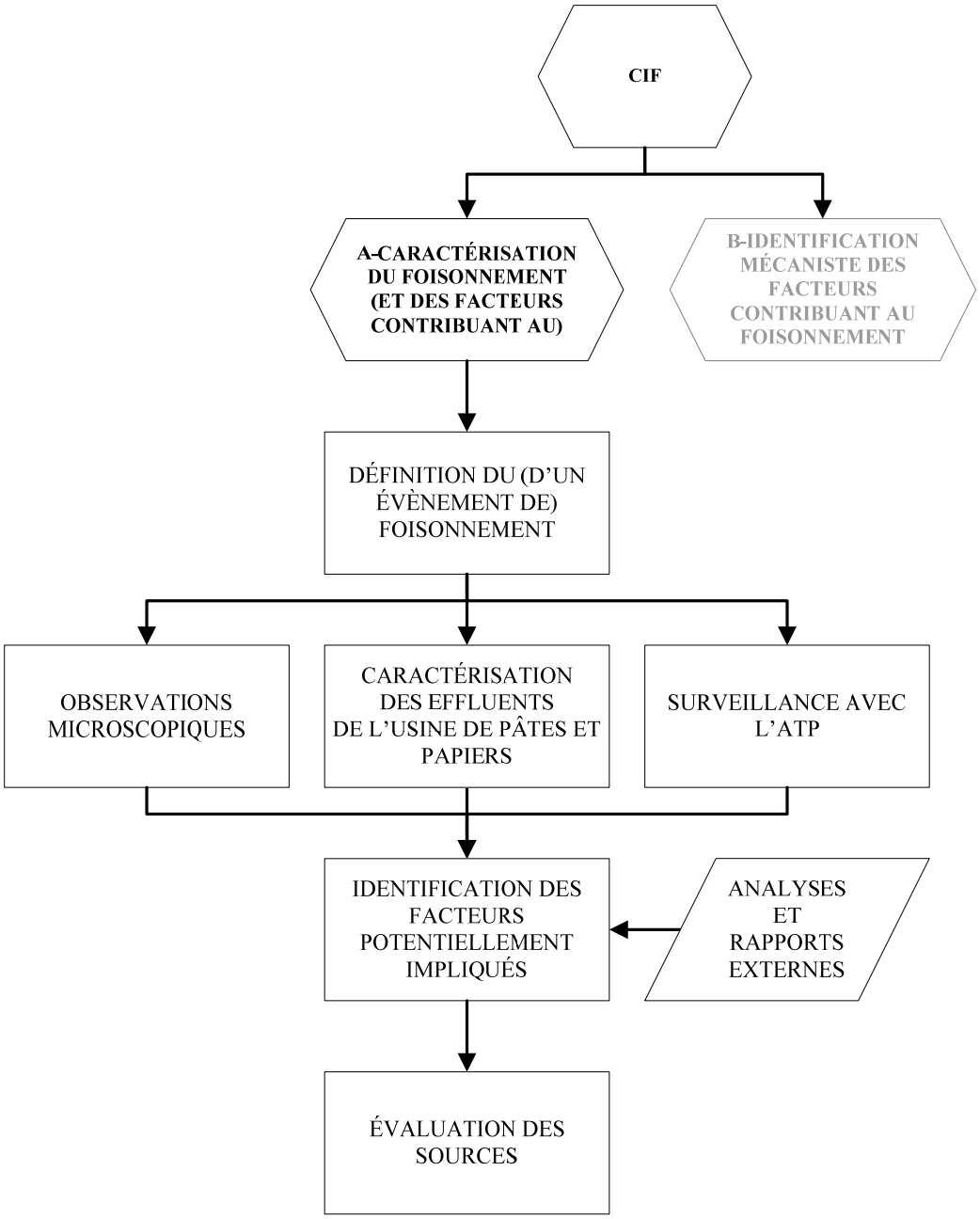

Figure 4.16: Phase III-A – Caractérisation du foisonnement et identification des facteurs contribuant au foisonnement

eaux usées, aux conditions opératoires et à la conception du système. En identifiant les bactéries filamenteuses dominantes et les facteurs de composition des eaux usées qui agissent sur leur croissance, et en comprenant bien les procédés en amont du traitement des eaux usées, l'évaluateur pourrait identifier des sources suspectes. Par exemple, l'Article 2 rapporte que des

analyses de corrélation préliminaires ont indiqué que les débordements d'eau blanche étaient une source potentielle d'AGV, eux-mêmes favorisant grandement la croissance de plusieurs espèces de bactéries filamenteuses observées dans les boues activées.

Des analyses effectuées par des laboratoires externes et des rapports de consultants peuvent aussi compléter l'information donnée par les trois dernières étapes.

La dernière étape de la Phase III-A cherche à évaluer la ou les sources de chacun des facteurs identifiés qui pourraient participer au foisonnement filamenteux. Par exemple, l'identification des AGV comme facteur contribuant au problème permet ensuite de remonter à toutes les sources possibles de ce composé que ce soit dans les boues septiques du décanteur primaire ou dans des réservoirs d'eau blanche en amont du traitement primaire.

La Phase III-B comprend la construction et le calage d'un modèle mécaniste adapté aux effluents de l'industrie des pâtes et papiers. Ces activités requièrent un niveau d'effort considérable pour d'abord caractériser l'affluent à l'usine de traitement et ensuite caler le modèle. Le modèle mécaniste ne devrait être construit et utilisé que si les Phases II et III-A n'ont pas fourni de preuves suffisantes quant aux facteurs contribuant au foisonnement, et si les constatations et recommandations issues de ces phases demandent des mesures correctives coûteuses qui exigeraient un plus ample examen avant d'être implantées. Les coûts associés à la construction d'un modèle mécaniste, tel que le modèle ASMP, peuvent en effet être à quelques ordres de grandeur en-dessous des coûts d'exploitation ou en capitaux requis pour s'attaquer à une source sujette à caution.

4.3.4.4 Phase IV– Recommandations et surveillance

C'est dans cette phase finale que les constatations et les conclusions des phases I à III convergent vers l'interprétation et la constitution d'un ensemble de recommandations visant la réduction des problèmes de foisonnement filamenteux. Les étapes de la Phase IV sont schématisées à la Figure 4.17. Ces recommandations peuvent prendre la forme de mesures correctives, comme des changements au niveau du procédé et des opérations, ou encore dans l'utilisation de produits chimiques.

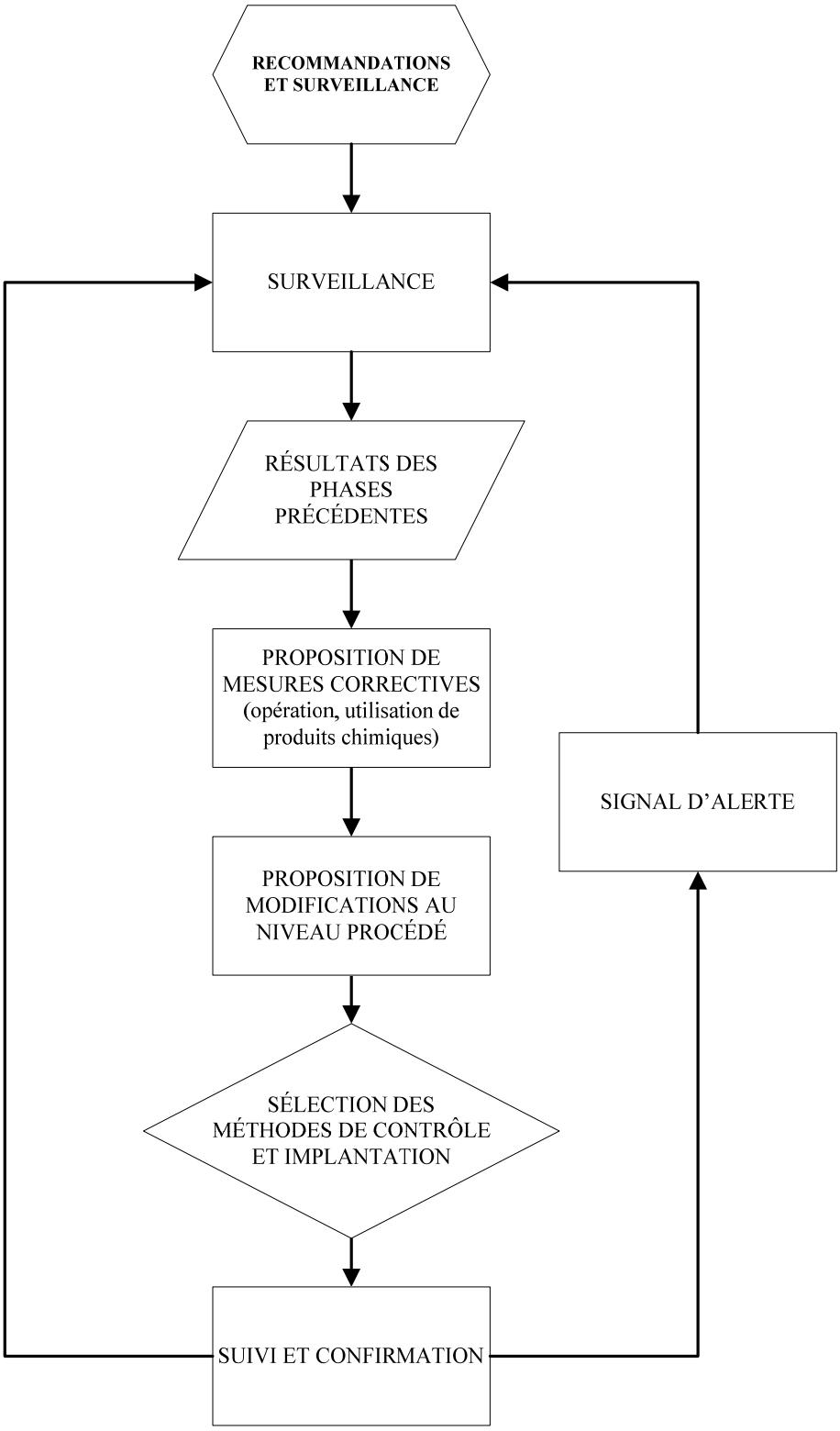

Figure 4.17: Phase IV – Recommandations et surveillance

Si la Phase III-A a pu démontrer qu'une source particulière contribuait au problème de foisonnement, cette source ou la présence de composés spécifiques peuvent être contrôlées par des modifications au niveau du procédé, par des améliorations du contrôle des déversements ou débordements, ou par le prétraitement de courants de procédés individuels. Des ajustements dans l'utilisation de certains produits chimiques peuvent également améliorer le contrôle du foisonnement et réduire les coûts d'exploitation.

En évaluant les nombreuses recommandations, l'impact relatif, que chacune d'entre elles peut avoir sur la réduction des problèmes de foisonnement, doit être établi. Ceci dépendra probablement de l'usine évaluée, mais les solutions retenues devraient viser une réduction durable du problème, tout en maximisant le rapport coût-efficacité de celles-ci.

La phase finale de la méthodologie PDRF, c'est-à-dire après que des recommandations et des méthodes de contrôle appropriées aient été sélectionnées et implantées, est la confirmation que le foisonnement ou ses conséquences ont été évités ou réduits à des niveaux acceptables. Ceci peut être accompli en complétant le programme de surveillance déjà en place à l'usine avec les éléments identifiés dans les trois premières phases de la méthodologie PDRF et/ou en implantant le système d'alerte décrit à la Section 4.3.3 et dans l'Article 4. Par contre, cette phase ne doit pas nécessairement être implantée à la toute fin d'une étude PDRF : si l'usine a déjà de bonnes connaissances sur les causes et les sources du foisonnement dans son PBA, cette étape de signal d'alerte peut également être entreprise indépendamment afin de prédire le foisonnement filamenteux. Il est également important de faire le suivi et de confirmer que les solutions ont bien été reçues et facilement implantées par le personnel de l'usine.

Après que les RN aient émis le signal d'alerte et que ce dernier ait été associé à une tendance, des actions appropriées s'imposent. Le signal d'alerte est ici la prédiction des trois valeurs d'IVBA y_2, y_5 et y_{10}, tel qu'illustré à la Figure 4.11. Par exemple, si le système prédit une tendance de type « lumière verte », aucune action, autre que routinière, ne serait requise. Une « lumière jaune » indiquerait qu'il existe une incertitude quant à l'état du système : est-ce que le système se dirige vers le foisonnement ou oscillera-t-il entre des états foisonnants et non foisonnants? Cette situation requerrait une surveillance accrue des facteurs tels que les nutriments et l'OD, et des ajustements si nécessaire. Les contributions à l'effluent général des divers secteurs de l'usine de pâtes et papiers devraient être soigneusement vérifiées ainsi que les déversements et

débordements en amont du traitement secondaire. Des méthodes de contrôle non spécifiques, telles que les manipulations des boues pourraient être considérées à ce moment, tout comme la chloration, si l'ATP ou des observations au microscope peuvent confirmer la présence excessive de bactéries filamenteuses. Une confirmation de la tendance prédite avec les prédictions des deux prochains jours devrait être obtenue avant d'avoir recours aux méthodes de contrôle non spécifiques. Finalement, une « lumière rouge » indiquerait que des actions immédiates doivent être entreprises afin d'agir contre les sources du foisonnement et pour contrer ses conséquences. Des ajustements au niveau des facteurs contribuant au problème et des mesures de contrôle immédiates devraient être lancés. Les recommandations des Phases I à III aideront également à mieux cibler les sources du foisonnement et donc à mieux répondre aux signaux d'alertes jaunes et rouges. Les deux boucles de rétroaction illustrent les interactions entre la surveillance (avec ou non le système d'alerte) et la recherche des causes et des sources du foisonnement filamenteux qui doivent constamment être maintenues afin d'être proactif, surtout si de nouvelles causes ou sources venaient à apparaître.

En conclusion, la méthodologie PDRF a été développée pour l'industrie des pâtes et papiers et chaque étape proposée a été élaborée dans ce contexte. À cause des nombreuses différences au niveau de l'opération et de la complexité des usines de pâtes et papiers et de leur PBA, ainsi qu'au niveau des caractéristiques de leurs effluents, il est essentiel d'adopter une approche flexible lorsque qu'une étude de PDRF est effectuée. Chaque usine peut adapter l'approche PDRF selon ses besoins, selon sa compréhension du phénomène du foisonnement et selon des considérations propres au site à évaluer. Il se peut également qu'il y ait des recoupements au niveau de l'information générale demandée pour compléter les différentes phases et sous-phases de la méthodologie. L'évaluateur qui désire mener à bien une étude PDRF doit en être conscient afin de minimiser les ressources en temps dépensées sur une telle entreprise.

CHAPITRE 5 DISCUSSION GÉNÉRALE

Cette section discute de certains aspects de l'approche systématique introduite au chapitre précédent.

Selon Martins et al. (2004), une raison qui explique le fait qu'aucune solution générale convenable au foisonnement filamenteux n'ait encore été trouvée est l'absence de consensus quant à l'angle sous lequel le problème devrait être abordé [74]. Les approches révisées dans la littérature se divisent entre celles qui se concentrent sur l'identification de bactéries spécifiques dans des boues foisonnantes et celles qui approchent le problème comme étant d'abord indépendant des espèces impliquées dans l'occurrence du foisonnement. Dans la première approche, l'identification des bactéries filamenteuses apporte certes de précieux indices quant aux sources et aux causes du foisonnement, mais apporte souvent cette information alors qu'il est déjà trop tard. C'est alors dans l'esprit du deuxième type d'approches que les trois questions suivantes peuvent être posées :

- Comment peut-on identifier de façon fiable le début d'un évènement de foisonnement filamenteux?
- Comment peut-on prédire à l'avance le début d'un évènement de foisonnement filamenteux ou d'une tendance vers celui-ci?
- Comment peut-on faire le diagnostic des problèmes de foisonnement filamenteux de façon systématique et ainsi réduire leur occurrence?

Le foisonnement filamenteux est un phénomène complexe résultant d'une phase de perturbation pendant laquelle l'ordre biologique est rompu dans les boues activées. Des organismes s'étant développés dans le régime pseudo-permanent précédant la perturbation sont présents dans les boues activées tout comme un certain nombre d'organismes opportunistes qui commencent à s'établir et tirer avantage des conditions « anormales ». C'est précisément pendant cette phase qu'il faut agir et ainsi répondre aux trois questions posées plus haut, tel que présenté dans la synthèse au chapitre précédent.

Le PBA de l'usine hôte du projet a dû faire face à des problèmes de foisonnement filamenteux de façon régulière au cours des dernières années. Selon les ICP de l'usine, un IVBA de plus de 250

mL/g est un indicateur de mauvaise décantation qui requiert l'utilisation de produits chimiques de soulagement. Pendant le stage à l'usine, la valeur moyenne de l'IVBA était de 300 mL/g et des valeurs au-dessus de 250 ont été observées plus de 40 % du temps. Le PBA est particulièrement sujet au foisonnement durant les mois les plus froids de l'année qui sont typiquement accompagnés d'une augmentation de la charge à l'affluent de l'usine de traitement des eaux usées.

Certaines modifications ont été apportées à l'opération de l'usine depuis le stage, suite à des constatations et à des discussions avec le personnel de l'usine, à propos de l'utilisation de l'ATP et de l'efficacité de certaines unités de procédé et de produits chimiques en lien avec le foisonnement filamenteux. Ces éléments sont ici brièvement relatés et discutés pour ajouter un peu de contexte à la méthodologie PDRF proposée.

Comme rapporté à l'Article 2, les débordements d'EB (eau blanche) sont fréquents, particulièrement ceux provenant de l'accumulateur d'EB. L'usine doit gérer les EB s'égouttant de la suspension pendant la fabrication de papier aux deux machines à papier, soit MP#4 et MP#5. Avant et pendant le stage, une priorité du contrôle de l'EB à l'usine était de minimiser les débordements du réservoir d'EB riche de la MP#5 à l'égout. Pour ce faire, plusieurs transferts d'EB entre les circuits des deux machines à papier étaient effectués, particulièrement de celle à la sortie des filtres à disque qui sont chargés de récupérer les fibres et les charges des excédents d'EB réutilisables. Cependant, la destination ultime restait toujours l'accumulateur d'EB et donc toutes les fluctuations importantes au niveau des circuits d'EB des machines à papier, voire celles de l'atelier PTM également, pouvaient mener à des débordements à l'accumulateur.

Depuis la constatation des effets que ces débordements pouvaient avoir sur le traitement secondaire, l'usine a décidé de poursuivre un différent objectif et de minimiser les débordements d'EB à l'accumulateur (et ses impacts) en limitant le transfert d'EB du circuit de la MP#5 vers celui de la MP#4. Pour ce faire, les filtres à disque doivent être plus sollicités et plus efficaces, ce qui nécessite un entretien plus rigoureux. Selon l'usine, des améliorations ont pu être observées au traitement secondaire au niveau de la décantation des boues depuis que ce changement de stratégie de contrôle du circuit d'EB a été opéré. L'utilisation de l'ATP et son lien avec les débordements d'EB ont permis de réduire la variabilité au niveau des différents émissaires en amont du traitement des eaux usées. Une meilleure gestion de la DCO rapidement biodégradable

en amont du traitement secondaire est donc passée ici par un réarrangement des priorités au niveau du contrôle dans le circuit d'EB.

Avant et pendant le stage, l'enlèvement de la DCO rapidement biodégradable dans le bassin de contact (non aéré) à l'usine était faible. Une étude réalisée en 2006 par des consultants avait trouvé que seulement 48 % de cette DCO était biosorbée dans le sélecteur. En 2007, le temps de rétention hydraulique moyen dans le bassin de contact était d'environ 25 minutes alors que ce dernier avait été conçu pour un temps de rétention hydraulique de 17 minutes. L'efficacité d'enlèvement de la DCO soluble dans le bassin de contact était de 14 % en moyenne et variait de 1 à 68 %. Le bassin de contact ne remplissait donc pas ses fonctions de sélecteur. À l'été 2007, le sélecteur a été contourné et l'effluent primaire combiné aux boues recirculées est maintenant directement envoyé au bassin d'aération. Les sélecteurs anaérobies sont des outils dont l'effacité rapportée dans l'industrie des pâtes et papiers est inconstante et il se peut qu'à l'usine hôte, il ait empiré la situation plutôt que d'aider à sélectionner les bactéries floculantes. Depuis le contournement du sélecteur, l'usine rapporte que la stabilité du procédé s'est améliorée et que le procédé semble maintenant mieux absorber les variations en amont du procédé. L'utilisation de l'acide folique a aussi été supprimée sans qu'il y ait d'effet sur la performance du traitement, mais résultant tout de même en des économies équivalentes à 20 $CA par tonne de DBO à traiter.

L'analyse des risques reliés à l'opération à l'usine révèle de plus que la plupart des actions associées aux déviations servent à atténuer ou éliminer les conséquences plutôt qu'à éliminer les causes. Cette constatation est particulièrement importante en ce qui a trait à l'opération touchant de près ou de loin à la décantation des boues secondaires, et montre l'importance d'utiliser une méthodologie comme celle proposée dans cette thèse.

Finalement, le système d'alerte utilisant les réseaux de neurones développé dans cette thèse, devra être maintenu et entraîné sur une base régulière de façon à continuer à fournir des prédictions valides avec l'arrivée de nouvelles données et donc, possiblement, de nouveaux évènements. La Figure 5.1 donne un exemple de l'utilisation du système d'alerte et de son imbrication dans la routine quotidienne d'une usine de traitement des eaux usées.

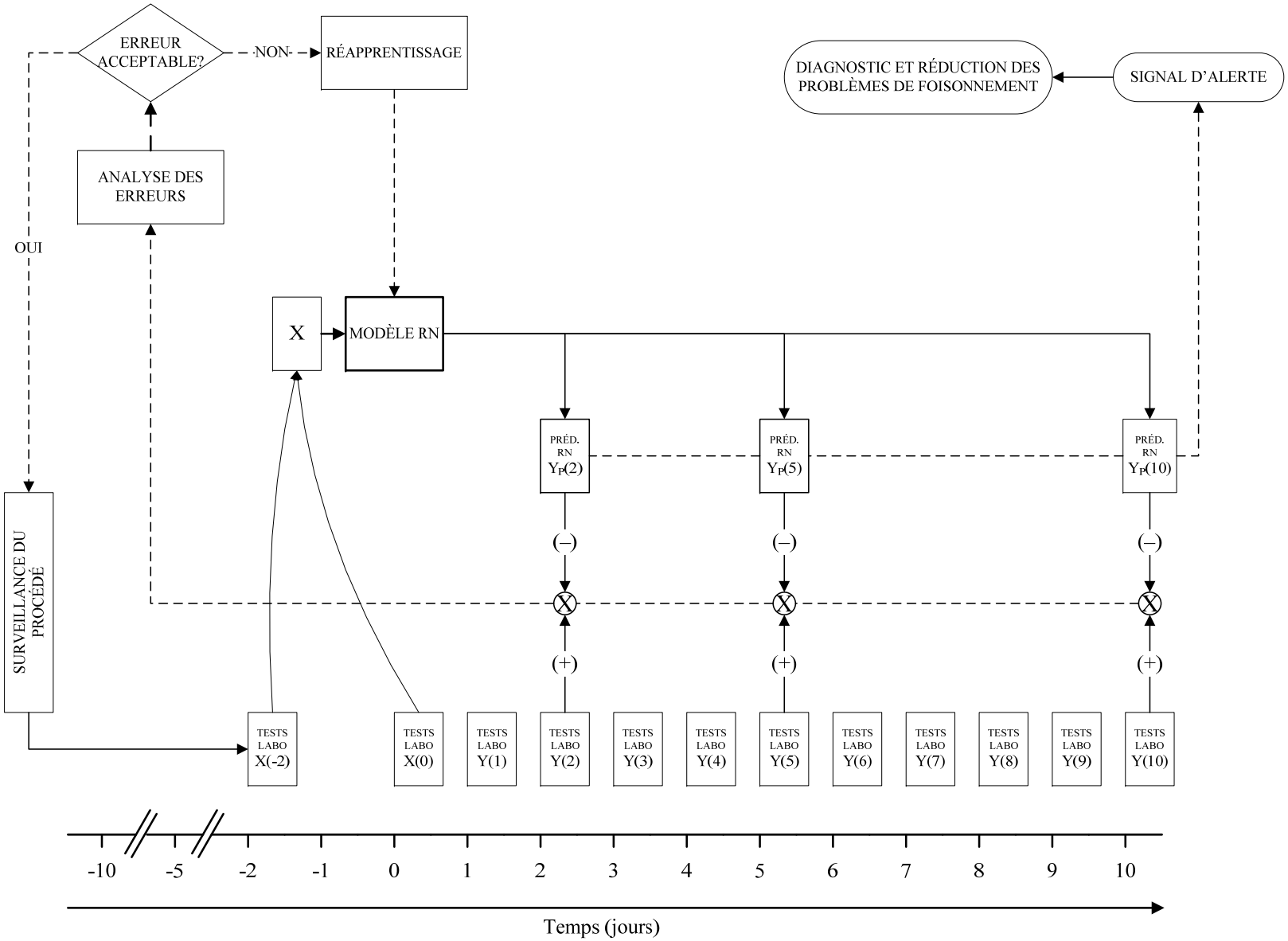

Figure 5.1: Exemple de l'imbrication du système d'alerte dans la routine quotidienne d'une usine de traitement des eaux usées

Au jour 0 par exemple, les tests en laboratoire, nécessaires à l'élaboration du signal d'alerte, sont effectués et alimentés au modèle RN. Ceci comprend donc les résultats des tests du jour 0 et ceux du jour -2, si l'on prend l'exemple donné à l'Article 4. Avec ces données, les valeurs de l'IVBA seront prédites aux jours 2, 5 et 10, ce qui permettra au signal d'alerte d'être élaboré. Lorsque dix jours plus tard, il sera possible de calculer l'erreur entre les valeurs prédites de l'IVBA et les valeurs dérivées des tests en laboratoire, il sera important de vérifier si l'erreur est acceptable et donc d'évaluer s'il est nécessaire de procéder au réapprentissage du modèle RN. Et ce, particulièrement si l'opération des procédés change en amont du traitement secondaire.

Un des exemples de situations, qui pourraient mener à d'importants changements en amont du PBA, est la considération de l'implantation en rétroinstallation de procédés de bioraffinage. En effet, le concept de la bioraffinerie est maintenant considéré pour répondre à la situation d'impasse économique à laquelle l'industrie des pâtes et papiers nord-américaine fait actuellement face. Par contre, les effluents de tels procédés sont souvent caractérisés par une forte présence de substrats rapidement biodégradables. Ces charges additionnelles en matière organique rapidement biodégradable pourraient augmenter la fréquence de problèmes de foisonnement filamenteux et augmenter les coûts d'exploitations, alors que les usines cherchent précisément à les réduire dans un tel contexte. L'Article 5 discutait de la capacité des usines de traitement des eaux usées à supporter des charges hydrauliques et organiques additionnelles et indiquait que des coûts d'exploitation et en capitaux pourraient être entraînés. La méthodologie PDRF présentée au chapitre précédent prendrait alors de l'importance dans un contexte de bioraffinage, surtout si l'implantation de tels procédés vient tester la capacité de l'équipement en place.

CHAPITRE 6 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

6.1 Contributions à l'ensemble des connaissances

Utilisation de l'ATP comme prédicteur de problèmes de foisonnement filamenteux

Le PBA opère sous des conditions dynamiques, qui obligent la biomasse à s'adapter à ces changements pour que l'efficacité du traitement soit maintenue, et plus important encore, pour que les perturbations ne mènent pas à des troubles plus insidieux, soit des évènements de non conformité. C'est au début de l'apparition de ces perturbations que le problème du foisonnement filamenteux doit être abordé. Des paramètres basés sur la mesure de l'ATP, et donc sur la biomasse active dans les boues activées, ont permis d'identifier le début du foisonnement filamenteux. Plus spécifiquement :

- L'ATP a été utilisé comme prédicteur d'évènements de foisonnement filamenteux à ses débuts, et ce, en étant relié quantitativement à la surcroissance des bactéries filamenteuses;
- La surveillance quotidienne de l'ATP dans une installation à grande échelle dans l'industrie des pâtes et papiers a permis de documenter et quantifier la réponse de stockage à des conditions dynamiques en substrat rapidement biodégradable par des bactéries filamenteuses.

Modélisation mécaniste du procédé de boues activées dans l'industrie des pâtes et papiers

Une approche « régime par régime » a été développée pour étudier le procédé de boues activées à l'aide d'un modèle mécaniste qui reflète les caractéristiques propres aux effluents de l'industrie des pâtes et papiers. Dans cette approche, chaque régime représente un état de décantabilité qui peut être associé à des valeurs spécifiques de paramètres cinétiques et stœchiométriques impliqués dans les processus de croissance bactérienne et de transformation des substrats carbonés et des nutriments. Ces relations ont fourni de l'information quant aux mécanismes potentiels associés au foisonnement.

Prédiction du début du foisonnement filamenteux à l'aide de réseaux de neurones

Le foisonnement filamenteux des boues activées est un phénomène microbiologique complexe dont la résolution dans un contexte industriel est coûteuse et unique à chaque installation de boues activées. La prédiction du foisonnement filamenteux à ses débuts est primordiale pour un contrôle proactif de ce problème. Ceci a été accompli à l'aide de réseaux de neurones et d'information relative à l'état de santé des boues activées. Plus spécifiquement :

- L'information apportée par l'ATP a été extraite à l'aide des réseaux de neurones, de façon à constituer un outil prédictif pour des problèmes de foisonnement filamenteux, et ce, en modélisant les changements dans l'état de santé des boues activées plutôt qu'en focalisant sur les facteurs conventionnels utilisés pour expliquer la surcroissance de bactéries filamenteuses. Un signal d'alerte fiable identifiant le début d'un problème de foisonnement filamenteux a donc été élaboré à l'aide de la combinaison des réseaux de neurones et de l'ATP.

Approche systématique de prédiction, de diagnostic et de réduction des problèmes de foisonnement filamenteux

Le foisonnement n'est souvent pas contrôlé de façon durable et une certaine dépendance aux méthodes d'urgence, souvent coûteuses, est alors maintenue. La prédiction des évènements de foisonnement filamenteux à l'avance permettra de réduire les coûts potentiels associés à ceux-ci et de procurer assez de temps aux opérateurs pour diagnostiquer le problème et le réduire de façon durable. Plus spécifiquement :

- Une méthodologie pour la prédiction, le diagnostic et la réduction de problèmes de foisonnement filamenteux dans l'industrie des pâtes et papiers, a été développée. Cette méthodologie permet l'identification des facteurs contribuant au foisonnement filamenteux ainsi que les sources reliées à son occurrence;
- L'approche combine les connaissances « conventionnelles » sur le foisonnement filamenteux, l'utilisation de techniques microbiologiques émergentes comme l'ATP et l'élaboration d'un signal d'alerte rapide afin de constituer la base à utiliser pour la réduction des problèmes de foisonnement filamenteux dans une usine de pâtes et papiers.

6.2 Recommandations pour les travaux futurs

Utilisation de l'ATP comme prédicteur de problèmes de foisonnement filamenteux

Les expériences basées sur l'ATP, plus particulièrement le fbATP, se sont avérées concluantes à l'usine hôte du projet. Comme il est probable que des changements au niveau de l'ATP soient observables, suite à pratiquement tous les types de perturbations associées au foisonnement filamenteux, des essais similaires devraient être menés afin de surveiller ce problème dans les procédés de boues activées dans d'autres types d'usines.

Prédiction du début du foisonnement filamenteux à l'aide de réseaux de neurones

Le système d'alerte a été développé à l'aide d'un ensemble relativement petit de données. Des essais avec des ensembles de données plus extensifs devraient être menés pour appuyer les résultats présentés dans cette thèse.

Approche systématique de prédiction, de diagnostic et de réduction des problèmes de foisonnement filamenteux

Afin d'améliorer l'efficacité de l'application de la méthodologie développée, un sondage devrait être effectué dans l'industrie des pâtes et papiers, afin d'identifier les causes potentielles (et les solutions) de foisonnement filamenteux propres aux systèmes de boues activées dans cette industrie, tous types d'usines confondus. Les connaissances du phénomène de foisonnement filamenteux dans l'industrie des pâtes et papiers ne sont souvent pas disponibles dans la littérature, et sont le résultat d'années d'expérience et d'opération à l'aide d'heuristiques propres à chaque usine. Ces informations seraient d'une grande valeur pour l'application de la méthodologie proposée. Ce sondage permettrait donc de réduire la plage de possibilités et de réduire le temps d'exécution de la méthodologie.

LISTE DES RÉFÉRENCES

[1] J. E. Alleman et T. B. S. Prakasam, "Reflections on seven decades of activated sludge history," *Journal of Water Pollution Control Federation*, vol. 55, no. 5, pp. 436-443, 1983.

[2] IPPC, "Integrated Pollution Prevention and Control - Reference document on Best Available Technologies (BREF) in the pulp and paper industry," European Commission, EIPPCB, Rapport technique, 2001.

[3] T. Mahmood et M. Paice, "Aerated stabilization basin design and operating practices in the Canadian pulp and paper industry," *Journal of Environmental Engineering and Science*, vol. 5, no. 5, pp. 383-395, 2006.

[4] C. J. Biermann, *Handbook of pulping and paper making*, 2e éd., San Diego, California: Academic Press, 1996.

[5] P. Hynninen et L. C. Ingman, "Improved control makes activated sludge treatment more viable," *Pulp & Paper*, vol. 72, no. 11, pp. 63-65, 1998.

[6] P. Teppola et P. Minkkinen, "Wavelet–PLS regression models for both exploratory data analysis and process monitoring," *Journal of Chemometrics*, vol. 14, pp. 383–399, 2000.

[7] K. Frei et P. Stuart, "Activated sludge monitoring and control survey," Pulp and Paper Technical Association of Canada (PAPTAC), Rapport technique, 1998.

[8] M. Henze, W. Gujer, T. Mino, et M. C. M. van Loosdrecht, *Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3*, London: IWA Publishing, 2000.

[9] S. N. Lo, H. C. Lavallée, R. S. Rowbottom, M. A. Meunier, et R. Zaloum, "Activated sludge treatment of TMP mill effluent Part 1. Effluent characterization and treatability study," *Tappi Journal*, vol. 77, no. 11, pp. 167-178, 1994.

[10] D. J. Stanyer, "Modelling carbon oxidation in pulp mill activated sludge systems: determining model parameters," MSc, The University of British Columbia, Vancouver, BC, Canada, 1997.

[11] S. N. Liss, P. A. Bicho, et J. N. Saddler, "Microbiology and biodegradation of resin acids in pulp mill effluents: a minireview," *Canadian Journal of Microbiology*, vol. 43, no. 7, pp. 599–611, 1997.

[12] G. Peng et J. C. Roberts, "Resin acid formation during thermomechanical pulping," in *TAPPI International Environmental Conference, Exhibit, and Short Course*, *Orlando, FL, USA*, vol. 1, 1996, pp. 1-12.

[13] E. Magnus, H. Hoel, et G. E. Carlberg, "TMP wastewater treatment, including a biological high-efficiency compact reactor: Toxicity reduction and removal of extractives," *Nordic Pulp and Paper Research Journal*, vol. 15, no. 1, pp. 37-45, 2000.

[14] P. Widsten, J. E. Laine, T. Lahti, et E. Fraki, "Seasonal variations in the composition and behavior in biological treatment of an effluent from an integrated pulp and paper mill," *Nordic Pulp and Paper Research Journal*, vol. 18, no. 2, pp. 158-161, 2003.

[15] B. Helmreich, C. Schiegl, et P. A. Wilderer, "Fate of lignin in the process of aerobic biological treatment of paper mill wastewater," *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, vol. 29, no. 5, pp. 296–300, 2001.

[16] D. Pokhrel et T. Viraraghavan, "Treatment of pulp and paper mill wastewater--a review," *Science of The Total Environment*, vol. 333, no. 1-3, pp. 37-58, 2004.

[17] A. H. Slade, R. J. Ellis, M. vanden Heuvel, et T. R. Stuthridge, "Nutrient minimisation in the pulp and paper industry: an overview," *Water Science and Technology*, vol. 50, no. 3, pp. 111-122, 2004.

[18] J. Bhathena, B. T. Driscoll, T. C. Charles, et F. S. Archibald, "Effects of nitrogen and phosphorus limitation on the activated sludge biomass in a kraft mill biotreatment system," *Water Environment Research*, vol. 78, no. 12, pp. 2303-2310, 2006.

[19] M. D. Gill et D. M. Ross, "Nutrients and temperature affect effluent suspended solids," in *TAPPI Environmental Conference*, *Seattle, WA, USA*, 1990, pp. 515–524.

[20] C. H. Möbius, "Nitrogen and phosphorus limits for nutrient deficient industrial wastewaters," *Water Science and Technology*, vol. 24, no. 3-4, pp. 259-267, 1991.

[21] M. Richard, "Causes for variable phosphorus needs in pulp and paper activated sludge systems," in *TAPPI International Environmental Conference*, *Nashville, TN, USA*, 1999.

[22] K. R. Munkittrick, M. R. Servos, J. H. Carey, et G. J. Van Der Kraak, "Environmental impacts of pulp and paper wastewater: Evidence for a reduction in environmental effects at North American pulp mills since 1992," *Water Science and Technology*, vol. 35, no. 2-3, pp. 329-338, 1997.

[23] A. M. Springer, *Industrial environmental control: pulp and paper industry*, 3e éd., Atlanta, Georgia: TAPPI Press, 2000.

[24] D. Jenkins, M. G. Richard, et G. T. Daigger, *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*, 3e éd., Boca Raton: Lewis Publishers, 2004.

[25] J. Wanner, *Activated sludge bulking and foaming control*, Lancaster, Pennsylvania: Technomic, 1994.

[26] M. Sezgin, D. Jenkins, et D. S. Parker, "A unified theory of filamentous activated sludge bulking," *Journal of the Water Pollution Control Federation*, vol. 50, no. 2, pp. 362-381, 1978.

[27] V. Agridiotis, C. F. Forster, et C. Carliell-Marquet, "Addition of Al and Fe salts during treatment of paper mill effluents to improve activated sludge settlement characteristics," *Bioresource Technology*, vol. 98, no. 15, pp. 2926-2934, 2007.

[28] J. Bergeron et C. Pelletier, "Occurrence and significance of filamentous bacteria in pulp and paper activated sludge systems," *Water Science and Technology*, vol. 50, no. 3, pp. 39-48, 2004.

[29] A. Elliott, "A survey of sludge bulking and its control in the Canadian pulp and paper industry," *Pulp and Paper Canada*, vol. 103, no. 10, pp. 43-47, 2002.

[30] E. Fourest, D. Craperi, C. Deschamps-Roupert, J. L. Pisicchio, et G. Lenon, "Occurence and control of filamentous bulking in aerated wastewater treatment plants of the French paper industry," *Water Science and Technology*, vol. 50, no. 3, pp. 29-37, 2004.

[31] I. C. Lou et F. L. De Los Reyes III, "Integrating decay, storage, kinetic selection, and filamentous backbone factors in a bacterial competition model," *Water Environment Research*, vol. 77, no. 3, pp. 287-296, 2005.

[32] M. G. Richard, "Recent changes in the prevalence and causes of bulking filamentous bacteria in pulp and papermill activated sludge systems," in *TAPPI International Environmental Conference*, *Minneapolis, MN, USA*, vol. 2, 1997, pp. 553-556.

[33] M. G. Richard, G. P. Shimizu, et D. Jenkins, "The growth physiology of the filamentous organism Type 021N and its significance to activated sludge bulking," *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 57, no. 12, pp. 1152-1162, 1985.

[34] T. J. Dumonceaux, J. E. Hill, C. P. Pelletier, M. G. Paice, A. G. Van Kessel, et S. M. Hemmingsen, "Molecular characterization of microbial communities in Canadian pulp and paper activated sludge and quantification of a novel Thiothrix eikelboomii-like bulking filament," *Canadian Journal of Microbiology*, vol. 52, no. 5, pp. 494-500, 2006.

[35] S. C. Chiesa et R. L. Irvine, "Growth and control of filamentous microbes in activated sludge: an integrated hypothesis," *Water Research*, vol. 19, no. 4, pp. 471-479, 1985.

[36] Y. J. Shao et D. Jenkins, "Use of anoxic selectors for the control of low F/M activated sludge bulking," *Water Science and Technology*, vol. 21, no. 6-7 pt 2, pp. 609-619, 1989.

[37] A. M. P. Martins, J. J. Heijnen, et M. C. M. van Loosdrecht, "Effect of feeding pattern and storage on the sludge settleability under aerobic conditions," *Water Research*, vol. 37, no. 11, pp. 2555-2570, 2003.

[38] H. Bode et T. Gruenebaum, "Cost of municipal sewage treatment - structure, origin, minimization - methods of fair cost comparison and allocation," *Water Science and Technology*, vol. 41, no. 9, pp. 289-298, 2000.

[39] R. M. Arthur, "Process control strategies," in *Procedures and practices in activated sludge process control*, Fond du Lac, Wisconsin: Butterworth Publishers, 1983.

[40] E. D. Schroeder et R. M. Arthur, "Correlation of process control strategies with effluent BOD and suspended solids," in *Procedures and Practices in Activated Sludge Process Control*, Fond du Lac, Wisconsin: Butterworth Publishers, 1983.

[41] T. T. Lee, F. Y. Wang, et R. B. Newell, "Advances in distributed parameter approach to the dynamics and control of activated sludge processes for wastewater treatment," *Water Research*, vol. 40, no. 5, pp. 853-869, 2006.

[42] S. Marsili-Libelli, "Modelling, identification and cof the activated sludge process," *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*, vol. 38, pp. 90-148, 1989.

[43] S.-P. Mujunen, "Multivariate monitoring of wastewater treatment processes in pulp and paper industry," *Acta Polytechnica Scandinavica, Chemical Technology Series*, vol. 264, pp. 1-89, 1999.

[44] B. Q. Liao, D. G. Allen, I. G. Droppo, G. G. Leppard, et S. N. Liss, "Surface properties of sludge and their role in bioflocculation and settleability," *Water Research*, vol. 35, no. 2, pp. 339-350, 2001.

[45] Y. Peng, C. Gao, S. Wang, M. Ozaki, et A. Takigawa, "Non-filamentous sludge bulking caused by a deficiency of nitrogen in industrial wastewater treatment," *Water Science and Technology*, vol. 47, no. 11, pp. 289-295, 2003.

[46] V. Urbain, J. C. Block, et J. Manem, "Bioflocculation in activated sludge: An analytic approach," *Water Research*, vol. 27, no. 5, pp. 829-838, 1993.

[47] K. Barbusinski et K. Miksch, "Relationships between organic loading and some properties of activated sludge," *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, vol. 69, pp. 357-361, 1997.

[48] W. O. Pipes, "Types of activated sludge which separate poorly," *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 41, no. 5, Part 1, pp. 714-724, 1969.

[49] E. J. Tomlinson et B. Chambers, "Preventative and remedial methods," in *Bulking of activated sludge*, New York: Halsted Press, 1982, pp. 17-28.

[50] J. B. Neethling, Y. C. Chung, et D. Jenkins, "Activated sludge-chlorine reactions during bulking control," *Journal of Environmental Engineering*, vol. 113, no. 1, pp. 134-146, 1987.

[51] S. R. Linne et S. C. Chiesa, "Operational variables affecting performance of the selector-complete mix activated sludge process," *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 59, no. 7, pp. 716-721, 1987.

[52] J. Wanner, "Process theory: biochemistry, microbiology, kinetics, and activated sludge quality control," in *Activated Sludge Process Design and Control, Theory and Practice*, 2e éd., Lancaster, Pennsylvania: Technomic, 1998, pp. 1-57.

[53] J. Chudoba, P. Grau, et V. Ottova, "Control of activated sludge filamentous bulking - II. Selection of microorganisms by means of a selector," *Water Research*, vol. 7, no. 10, pp. 1389-1406, 1973.

[54] Metcalf et Eddy, *Wastewater engineering - Treatment and reuse*, 4e éd., New York, NY: McGraw Hill, 2003.

[55] D. Dionisi, C. Levantesi, V. Renzi, V. Tandoi, et M. Majone, "PHA storage from several substrates by different morphological types in an anoxic/aerobic SBR," *Water Science and Technology*, vol. 46, no. 1-2, pp. 337-344, 2002.

[56] P. Grau, J. Chudoba, M. Dohanyos, B. Chambers, et E. J. Tomlinson, "Theory and practice of accumulation - Regeneration approach to the control of activated sludge filamentous bulking," in *Bulking of activated sludge: preventative and remedial methods*, B. Chambers etE. J. Tomlinson, Éds., Chichester, UK: Ellis Horwood Limited, 1982, pp. 112-122.

[57] M. Beccari, M. Majone, P. Massanisso, et R. Ramadori, "Bulking sludge with high storage response selected under intermittent feeding," *Water Research*, vol. 32, no. 11, pp. 3403-3413, 1998.

[58] A. M. P. Martins, J. J. Heijnen, et M. C. M. van Loosdrecht, "Bulking sludge in biological nutrient removal systems," *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 86, no. 2, pp. 125-135, 2004.

[59] J.-J. Pernelle, E. Cotteux, et P. Duchene, "Effectiveness of oligonucleotide probes targeted against Thiothrix nivea and type 021N 16S rRNA for in situ identification and population monitoring in activated sludges," *Water Science and Technology*, vol. 37, no. 4-5, pp. 431-440, 1998.

[60] T. G. Casey, M. C. Wentzel, R. E. Loewenthal, G. A. Ekama, et G. V. R. Marais, "Hypothesis for the cause of low F/M filament bulking in nutrient removal activated sludge systems," *Water Research*, vol. 26, no. 6, pp. 867-869, 1992.

[61] K. Andreasen, J. Agertved, J.-O. Petersen, et H. Skaarup, "Improvement of sludge settleability in activated sludge plants treating effluent from pulp and paper industries," *Water Science and Technology*, vol. 40, no. 11, pp. 215-221, 1999.

[62] E. Dalentoft et P. Thulin, "Use of aerobic selectors in activated sludge systems for treatment of wastewater from the pulp and paper industry," *Water Science and Technology*, vol. 35, no. 2-3, pp. 181-188, 1997.

[63] M.-A. LeBlanc, "Control of filamentous bulking and oxygen transfer in a pulp and paper sequential batch reactor (SBR)," in *TAPPI International Environmental Conference*, *Vancouver, BC, Canada*, vol. 3, 1998, pp. 1179-1187.

[64] R. Marshall et M. Richard, "Selectors in pulp and paper mill-activated sludge operations: Do they work?," *Pulp and Paper Canada*, vol. 101, no. 3, pp. 48-53, 2000.

[65] A. M. P. Martins, C. Picioreanu, J. J. Heijnen, et M. C. M. van Loosdrecht, "Three-dimensional dual-morphotype species modeling of activated sludge flocs," *Environmental Science and Technology*, vol. 38, no. 21, pp. 5632-5641, 2004.

[66] P. F. Strom et D. Jenkins, "Identification and significance of filamentous microorganisms in activated sludge," *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 56, no. 5, pp. 449-459, 1984.

[67] D. H. Eikelboom et B. Geurkink, "Filamentous micro-organisms observed in industrial activated sludge plants," *Water Science and Technology*, vol. 46, no. 1-2, pp. 535-542, 2002.

[68] G. Sedgwick, D. Moore, C. Robson, et V. Martell, "Monitoring and control of biological treatment of pulp mill wastewaters," in *Control Systems Conference*, *Victoria, BC, Canada*, 2000, pp. 299-302.

[69] D. Parker, R. Appleton, J. Bratby, et H. Melcer, "Bulking control has blossomed: how well is your selector doing?," *Water Environment and Technology*, vol. 16, no. 3, pp. 53-56, 2004.

[70] G. Thompson, J. Swain, M. Kay, et C. F. Forster, "The treatment of pulp and paper mill effluent: A review," *Bioresource Technology*, vol. 77, no. 3, pp. 275-286, 2001.

[71] P. Teppola, S. P. Mujunen, et P. Minkkinen, "Partial least squares modeling of an activated sludge plant: a case study," *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, vol. 38, pp. 197-208, 1997.

[72] D. Zhang, Z. Li, P. Lu, T. Zhang, et D. Xu, "A method for characterizing the complete settling process of activated sludge," *Water Research*, vol. 40, no. 14, pp. 2637-2644, 2006.

[73] D. H. Eikelboom, *Process control of activated sludge plants by microscopic investigation*, London: IWA Publishing, 2000.

[74] A. M. P. Martins, K. Pagilla, J. J. Heijnen, et M. C. M. van Loosdrecht, "Filamentous bulking sludge - A critical review," *Water Research*, vol. 38, no. 4, pp. 793-817, 2004.

[75] M. H. Foster, D. Miller, P. M. Smiley, et R. G. Schuyler, "Biomass quality management as a process control tool for activated sludge plants," in *TAPPI Environmental Conference*, *Minneapolis, MN, USA*, vol. 2, 1997, pp. 543-551.

[76] A. C. Lo et S. R. Megraw, "Method and knowledge-based system for diagnosis in biological wastewater treatment," in *TAPPI International Environmental Conference*, *Nashville, TN, USA*, 1999.

[77] L. E. Rice, V. M. Kehoe, et L. R. Robertson, "The diversity of filamentous bacteria in paper systems from incoming water to wastewater effluent," in *TAPPI Environmental Conference Denver, CO, USA*, vol. 2, 2000, pp. 559-564.

[78] M. C. Tomei, C. Levantesi, S. Rossetti, et V. Tandoi, "Microbiological characterisation of pure cultures and its relevance to modelling and control of bulking phenomena," *Water Science and Technology*, vol. 39, no. 1, pp. 21-29, 1999.

[79] P. A. Pitt et D. Jenkins, "Causes and control of Nocardia in activated sludge," *Research Journal of the Water Pollution Control Federation*, vol. 62, no. 2, pp. 143-150, 1990.

[80] J. Liu, M. Yang, R. Qi, W. An, et J. Zhou, "Comparative study of protozoan communities in full-scale MWTPs in Beijing related to treatment processes," *Water Research*, vol. 42, no. 8-9, pp. 1907-1918, 2008.

[81] Y. P. Ginoris, A. L. Amaral, A. Nicolau, M. A. Z. Coelho, et E. C. Ferreira, "Recognition of protozoa and metazoa using image analysis tools, discriminant analysis, neural networks and decision trees," *Analytica Chimica Acta*, vol. 595, no. 1-2, pp. 160-169, 2007.

[82] P. Madoni, "A sludge biotic index (SBI) for the evaluation of the biological performance of activated sludge plants based on the microfauna analysis," *Water Research*, vol. 28, no. 1, pp. 67-75, 1994.

[83] I. Lou et F. L. De Los Reyes III, "Substrate uptake tests and quantitative FISH show differences in kinetic growth of bulking and non-bulking activated sludge," *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 92, no. 6, pp. 729-739, 2005.

[84] J. van der Waarde, J. Krooneman, B. Geurkink, A. van der Werf, D. Eikelboom, C. Beimfohr, J. Snaidr, C. Levantesi, et V. Tandoi, "Molecular monitoring of bulking sludge in industrial wastewater treatment plants," *Water Science and Technology*, vol. 46, no. 1-2, pp. 551-558, 2002.

[85] E. Muller, M. Schade, et H. Lemmer, "Filamentous scum bacteria in activated sludge plants: Detection and identification quality by conventional activated sludge microscopy versus fluorescence in situ hybridization," *Water Environment Research*, vol. 79, no. 11, pp. 2274-2286, 2007.

[86] E. M. Contreras, L. Giannuzzi, et N. E. Zaritzky, "Use of image analysis in the study of competition between filamentous and non-filamentous bacteria," *Water Research*, vol. 38, no. 11, pp. 2621-2630, 2004.

[87] M. Liebeskind et M. Dohmann, "Improved method of activated sludge biomass determination," *Water Science and Technology*, vol. 29, no. 7, pp. 7-13, 1994.

[88] M. Yazer, "Using novel biomonitoring techniques to monitor activated sludge treatment systems," MEng (Environmental Studies), University of New Brunswick, Fredericton, NB, Canada, 1996.

[89] H. Vervaeren, K. De Wilde, J. Matthys, N. Boon, L. Raskin, et W. Verstraete, "Quantification of an Eikelboom type 021N bulking event with fluorescence in situ hybridization and real-time PCR," *Applied Microbiology and Biotechnology*, vol. 68, no. 5, pp. 695-704, 2005.

[90] G. Andreottola, L. Baldassarre, C. Collivignarelli, R. Pedrazzani, P. Principi, C. Sorlini, et G. Ziglio, "A comparison among different methods for evaluating the biomass activity in activated sludge systems: Preliminary results," *Water Science and Technology*, vol. 46, no. 1-2, pp. 413-417, 2002.

[91] D. Jenkins, "From total suspended solids to molecular biology tools - A personal view of biological wastewater treatment process population dynamics," *Water Environment Research*, vol. 80, no. 8, pp. 677-687, 2008.

[92] P. A. Wilderer, H. J. Bungartz, H. Lemmer, M. Wagner, J. Keller, et S. Wuertz, "Modern scientific methods and their potential in wastewater science and technology," *Water Research*, vol. 36, no. 2, pp. 370-393, 2002.

[93] F. Archibald et F. Young, "Common stresses affecting activated sludge health and performance - What the four-assay set can tell us," *Water Science and Technology*, vol. 50, no. 3, pp. 49-55, 2004.

[94] F. Archibald, M. Methot, F. Young, et M. G. Paice, "A simple system to rapidly monitor activated sludge health and performance," *Water Research*, vol. 35, no. 10, pp. 2543-2553, 2001.

[95] C. L. Weddle et D. Jenkins, "The viability and activity of activated sludge," *Water Research*, vol. 5, no. 8, pp. 621-640, 1971.

[96] P. A. Whalen, P. J. Whalen, et D. R. Tracey, "Cellular ATP – A superior measure of active biomass for biological wastewater treatment processes," in *WEFTEC*, *Dallas, TX, USA*, 2006.

[97] L. M. Prescott, J. P. Harley, et D. A. Klein, *Microbiologie*, Bruxelles: DeBoeck-Wesmael, 1995.

[98] M. Arretxe, J. M. Heap, et N. Christofi, "The effect of toxic discharges on ATP content in activated sludge," *Environmental Toxicology and Water Quality*, vol. 12, no. 1, pp. 23, 1997.

[99] C. P. Chu, D. J. Lee, B. V. Chang, et C. S. Liao, "Using ATP bioluminescence technique for monitoring microbial activity in sludge," *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 75, no. 4, pp. 469-474, 2001.

[100] G. V. Levin, J. R. Schrot, et W. C. Hess, "Methodology for application of adenosine triphosphate determination in wastewater treatment," *Environmental Science and Technology*, vol. 9, no. 10, pp. 961-965, 1975.

[101] J. W. Patterson, P. L. Brezonik, et H. D. Putnam, "Measurement and significance of adenosine triphosphate in activated sludge," *Environmental Science and Technology*, vol. 4, no. 7, pp. 569-75, 1970.

[102] S. Y. Chiu, I. C. Kao, L. E. Erickson, et L. T. Fan, "ATP pools in activated sludge," *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 45, no. 8, pp. 1746-1758, 1973.

[103] I. C. Kao, S. Y. Chiu, L. T. Fan, et L. E. Erickson, "ATP pools in pure and mixed cultures," *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 45, no. 5, pp. 926-931, 1973.

[104] P. C. Roe Jr. et S. K. Bhagat, "Adenosine triphosphate as a control parameter for activated sludge processes," *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 54, no. 3 pt 1, pp. 244-254, 1982.

[105] R. C. Bohinski, *Modern concepts in biochemistry*, Boston: Allyn and Bacon, 1973.

[106] M. L. Wos, "Methods for understanding bacterial metabolic activity in activated sludge," PhD, Griffith University, Brisbane, Australie, 2005.

[107] M. A. van Aalst-van Leeuwen, M. A. Pot, M. C. M. van Loosdrecht, et J. J. Heijnen, "Kinetic modeling of poly(β-hydroxybutyrate) production and consumption by Paracoccus pantotrophus under dynamic substrate supply," *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 55, no. 5, pp. 773-782, 1997.

[108] P. E. Jorgensen, T. Eriksen, et B. K. Jensen, "Estimation of viable biomass in wastewater and activated sludge by determination of ATP, oxygen utilization rate and FDA hydrolysis," *Water Research*, vol. 26, no. 11, pp. 1495-1501, 1992.

[109] Y. Le Bihan, P. Lessard, et M. C. Lavoie, "Étude préliminaire sur l'utilisation d'essais biochimiques pour le suivi opérationnel d'une unité de biofiltration," *Water Quality Research Journal of Canada*, vol. 31, no. 2, pp. 241-263, 1996.

[110] F. Kucnerowicz et W. Verstraete, "Direct measurement of microbial ATP in activated sludge samples," *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, vol. 29, no. 11, pp. 707-712, 1979.

[111] A. R. Clarke et C. F. Forster, "Significance of ATP in the settlement of activated sludge," *Journal of Chemical Technology and Biotechnology, Biotechnology*, no. 2, pp. 127-135, 1983.

[112] D. E. Hughes et D. A. Stafford, "The microbiology of the activated sludge process," *CRC Critical Reviews in Environmental Control*, vol. 6, no. 3, pp. 233 – 257, 1976.

[113] M. Henze, C. P. L. Grady, W. Gujer, G. v. R. Marais, et T. Matsuo, "Activated sludge model no.1," IAWQ Scientific and Technical Report no.1, London, UK, Rapport technique, 1987.

[114] W. Gujer, M. Henze, T. Mino, T. Matsuo, M. C. Wentzel, et G. v. R. Marais, "Activated sludge model no. 2: biological phosphorus removal," *Water Science and Technology*, vol. 31, no. 2, pp. 1-11, 1995.

[115] M. Henze, W. Gujer, T. Mino, T. Matsuo, M. C. Wentzel, G. v. R. Marais, et M. C. M. van Loosdrecht, "Activated sludge model no.2d, ASM2d," *Water Science and Technology*, vol. 39, no. 1, pp. 165-182, 1999.

[116] W. Gujer, M. Henze, T. Mino, et M. van Loosdrecht, "Activated sludge model no. 3," *Water Science and Technology*, vol. 39, no. 1, pp. 183-193, 1999.

[117] H. M. van Veldhuizen, M. C. M. van Loosdrecht, et J. J. Heijnen, "Modelling biological phosphorus and nitrogen removal in a full scale activated sludge process," *Water Research*, vol. 33, no. 16, pp. 3459-3468, 1999.

[118] N. J. Horan et W. Chen, "The treatment of a high strength pulp and paper mill effluent for wastewater re-use. I) The use of modelling to optimise effluent quality from the existing wastewater treatment plant," *Environmental Technology*, vol. 19, no. 2, pp. 153, 1998.

[119] J. Bolmstedt, "Dynamic modelling of an activated sludge process at a pulp and paper mill," MSc, Lund University, Lund, Suède, 2000.

[120] E. Lindblom, C. Rosen, P. A. Vanrolleghem, L.-E. Olsson, et U. Jeppsson, "Modelling a nutrient deficient wastewater treatment process," in *IWA 4th World Water Congress and Exhibition*, *Marrakech, Morocco*, 2004.

[121] P. A. Barañao et E. R. Hall, "Modelling carbon oxidation in pulp mill activated sludge systems: Calibration of Activated Sludge Model No 3," *Water Science and Technology*, vol. 50, no. 3, pp. 1-10, 2004.

[122] G. Koch, M. Kuhni, W. Gujer, et H. Siegrist, "Calibration and validation of Activated Sludge Model No. 3 for Swiss municipal wastewater," *Water Research*, vol. 34, no. 14, pp. 3580-3590, 2000.

[123] J. Franta, P. A. Wilderer, K. Miksch, et V. Sykora, "Effects of operation conditions on advanced COD removal in activated sludge systems," *Water Science and Technology*, vol. 29, no. 7, pp. 189-192, 1994.

[124] NCASI, "User manual for NCASI activated sludge simulation model (NASSIM) and guidance for its use," Rapport technique 528, 1987.

[125] G. Sin, S. W. H. Van Hulle, D. J. W. De Pauw, A. Van Griensven, et P. A. Vanrolleghem, "A critical comparison of systematic calibration protocols for activated sludge models: A SWOT analysis," *Water Research*, vol. 39, no. 12, pp. 2459-2474, 2005.

[126] G. Eremektar, F. G. Babuna, et D. Orhon, "Inert COD fractions in two-stage treatment of a pulp and paper mill effluent," *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, vol. 72, no. 1, pp. 7-14, 1998.

[127] H. Melcer, P. L. Dold, R. M. Jones, C. M. Bye, I. Takacs, H. D. Stensel, A. W. Wilson, P. Sun, et S. Bury, "Methods for wastewater characterization in activated sludge modeling," Water Environment Research Foundation (WERF), Alexandria, VA, USA, Rapport technique, 2003.

[128] P. J. Roeleveld et M. C. M. van Loosdrecht, "Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands," *Water Science and Technology*, vol. 45, no. 6, pp. 77-87, 2002.

[129] A. H. Slade, D. J. Gapes, et P. N. McFarlane, "Modelling the biological treatment of New Zealand Kraft mill wastewaters. Part 1: applicability of IAWPRC Activated Sludge Model no.1 using experimentally determined inputs," PAPRO, New Zealand, Rapport technique C520, 1994.

[130] G. Sreckovic, "Modelling activated sludge treatment of pulp and paper wastewater," PhD, University of British Columbia, Vancouver, BC, Canada, 2001.

[131] E. Lindblom, "Dynamic modelling of nutrient deficient wastewater treatment processes," MSc, Lund University, Lund, Suède, 2003.

[132] I. Takács, G. G. Patry, et D. Nolasco, "Dynamic model of the clarification-thickening process," *Water Research*, vol. 25, no. 10, pp. 1263-1271, 1991.

[133] U. Jeppsson, "Modelling aspects of wastewater treatment processes," PhD, Lund Institute of Technology, Lund, Suède, 1996.

[134] A. Stypka, "Factors influencing sludge settling parameters and solids flux in the activated sludge process - A literature review," Division of Water Resources Engineering, Department of Civil and Environmental Engineering, Royal Institute of Technology, Stockholm, Suède, Rapport technique 4, 1998.

[135] A. M. van Niekerk, D. Jenkins, et M. G. Richard, "Mathematical model of the carbon-limited growth of filamentous and floc-forming organisms in low F/M sludge," *Journal Water Pollution Control Federation*, vol. 60, no. 1, pp. 100-106, 1988.

[136] J. Chen et M. B. Beck, "Modelling, control and on-line estimation of activated sludge bulking," *Water Science and Technology*, vol. 28, no. 11-12, pp. 249-256, 1993.

[137] J. Kappeler et W. Gujer, "Development of a mathematical model for 'aerobic bulking'," *Water Research*, vol. 28, no. 2, pp. 303-310, 1994.

[138] J. Kappeler et R. Brodmann, "Low F/M bulking and scumming: towards a better understanding by modelling," *Water Science and Technology*, vol. 31, no. 2, pp. 225-234, 1995.

[139] I. Takács et E. Fleit, "Modelling of the micromorphology of the activated sludge floc: low DO, low F/M bulking," *Water Science and Technology*, vol. 31, no. 2, pp. 235-243, 1995.

[140] T. G. Casey, M. C. Wentzel, et G. A. Ekama, "Filamentous organism bulking in nutrient removal activated sludge systems. Paper 11: A biochemical/microbiological model for proliferation of anoxic-aerobic (AA) filamentous organisms," *Water SA*, vol. 25, no. 4, pp. 443-451, 1999.

[141] H. Wang, C. Xiong, et L. Xu, "Study of control strategies for a clarifier at an industry wastewater treatment plant," *High Technology Letters*, vol. 12, no. 1, pp. 82-85, 2006.

[142] K. V. Gernaey, M. C. M. van Loosdrecht, M. Henze, M. Lind, et S. B. Jorgensen, "Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: State of the art," *Environmental Modelling and Software: Environmental Sciences and Artificial Intelligence*, vol. 19, no. 9, pp. 763-783, 2004.

[143] J. Carstensen, P. Vanrolleghem, W. Rauch, et P. Reichert, "Terminology and methodology in modelling for water quality management - a discussion starter," *Water Science and Technology*, vol. 36, no. 5, pp. 157-168, 1997.

[144] D. Aguado, J. Ribes, T. Montoya, J. Ferrer, et A. Seco, "A methodology for sequencing batch reactor identification with artificial neural networks: A case study," *Computers and Chemical Engineering*, vol. 33, no. 2, pp. 465-472, 2009.

[145] D.-J. Choi et H. Park, "A hybrid artificial neural network as a software sensor for optimal control of a wastewater treatment process," *Water Research*, vol. 35, no. 16, pp. 3959-3967, 2001.

[146] C. Fu et M. Poch, "System identification and real-time pattern recognition by neural networks for an activated sludge process," *Environment International*, vol. 21, no. 1, pp. 57-69, 1995.

[147] S. Grieu, F. Thiery, A. Traore, T. P. Nguyen, M. Barreau, et M. Polit, "KSOM and MLP neural networks for on-line estimating the efficiency of an activated sludge process," *Chemical Engineering Journal*, vol. 116, no. 1, pp. 1-11, 2006.

[148] L. Luccarini, E. Porra, A. Spagni, P. Ratini, S. Grilli, S. Longhi, et G. Bortone, "Soft sensors for control of nitrogen and phosphorus removal from wastewaters by neural networks," *Water Science and Technology*, vol. 45, no. 4-5, pp. 101-107, 2002.

[149] C. Kriger et R. Tzoneva, "Neural networks for prediction of wastewater treatment plant influent disturbances," in *8th IEEE AFRICON Conference*, *Windhoek, Namibie*, 2007.

[150] S. S. Haykin, *Neural networks : a comprehensive foundation*, 2e éd., Upper Saddle River, N.J.: Prentice Hall, 1999.

[151] M. M. Hamed, M. G. Khalafallah, et E. A. Hassanien, "Prediction of wastewater treatment plant performance using artificial neural networks," *Environmental Modelling and Software*, vol. 19, no. 10, pp. 919-928, 2004.

[152] D. S. Lee, C. O. Jeon, J. M. Park, et K. S. Chang, "Hybrid neural network modeling of a full-scale industrial wastewater treatment process," *Biotechnology and Bioengineering*, vol. 78, no. 6, pp. 670-682, 2002.

[153] H. Moral, A. Aksoy, et C. F. Gokcay, "Modeling of the activated sludge process by using artificial neural networks with automated architecture screening," *Computers and Chemical Engineering*, vol. 32, no. 10, pp. 2471-2478, 2008.

[154] S.-P. Mujunen, P. Minkkinen, P. Teppola, et R.-S. Wirkkala, "Modeling of activated sludge plants treatment efficiency with PLSR: a process analytical case study," *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, vol. 41, no. 1, pp. 83-94, 1998.

[155] E. J. Tomlinson et B. Chambers, "Control strategies for bulking sludge," *Water Science and Technology*, vol. 16, no. 10-11, pp. 15-34, 1984.

[156] J. J. Geselbracht, E. D. Brill Jr, et J. T. Pfeffer, "Rule-based model of design judgment about sludge bulking," *Journal of Environmental Engineering*, vol. 114, no. 1, pp. 54-73, 1988.

[157] S. Watanabe, K. Baba, M. Yoda, W. C. Wu, I. Enbutsu, M. Hiraoka, et K. Tsumura, "Intelligent operation support system for activated sludge process," *Water Science and Technology*, vol. 28, no. 11-12, pp. 325-332, 1993.

[158] W. J. Ng, S. L. Ong, et F. Hossain, "An algorithmic approach for system-specific modelling of activated sludge bulking in an SBR," *Environmental Modelling and Software*, vol. 15, pp. 199-210, 2000.

[159] A. G. Capodaglio, H. V. Jones, V. Novotny, et X. Feng, "Sludge bulking analysis and forecasting. Application of system identification and artificial neural computing technologies," *Water Research*, vol. 25, no. 10, pp. 1217-1224, 1991.

[160] R. M. Miller, K. Itoyama, A. Uda, H. Takada, et N. Bhat, "Modeling and control of a chemical waste water treatment plant," *Computers and Chemical Engineering*, vol. 21, no. SUPPL. 1, pp. S947-S952, 1997.

[161] M. J. Fuente et P. Vega, "Neural networks applied to fault detection of a biotechnological process," *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, vol. 12, no. 5, pp. 569-584, 1999.

[162] L. Belanche, J. J. Valdes, J. Comas, I. R. Roda, et M. Poch, "Prediction of the bulking phenomenon in wastewater treatment plants," *Artificial Intelligence in Engineering*, vol. 14, no. 4, pp. 307-317, 2000.

[163] M. da Motta, M. N. Pons, et N. Roche, "Study of filamentous bacteria by image analysis and relation with settleability," *Water Science and Technology*, vol. 46, no. 1-2, pp. 363-369, 2002.

[164] E. N. Banadda, I. Y. Smets, R. Jenne, et J. F. Van Impe, "Predicting the onset of filamentous bulking in biological wastewater treatment systems by exploiting image analysis information," *Bioprocess and Biosystems Engineering*, vol. 27, no. 5, pp. 339-348, 2005.

[165] I. Y. Smets, E. N. Banadda, J. Deurinck, N. Renders, R. Jenne, et J. F. Van Impe, "Dynamic modeling of filamentous bulking in lab-scale activated sludge processes," *Journal of Process Control*, vol. 16, no. 3, pp. 313-319, 2006.

[166] Y. G. Du, R. D. Tyagi, et R. Bhamidimarri, "Neural network analysis of the diffusional limitations in activated sludge flocs," *Process Biochemistry*, vol. 31, no. 8, pp. 753-763, 1996.

[167] M. Cote, B. P. A. Grandjean, P. Lessard, et J. Thibault, "Dynamic modelling of the activated sludge process. Improving prediction using neutral networks," *Water Research*, vol. 29, no. 4, pp. 995, 1995.

[168] D. S. Lee, P. A. Vanrolleghem, et M. P. Jong, "Parallel hybrid modeling methods for a full-scale cokes wastewater treatment plant," *Journal of Biotechnology*, vol. 115, no. 3, pp. 317-328, 2005.

[169] H. Zhao, O. J. Hao, et T. J. McAvoy, "Approaches to modeling nutrient dynamics: ASM2, simplified model and neural nets," *Water Science and Technology*, vol. 39, no. 1, pp. 227-234, 1999.

[170] G. L. Cronje, A. O. Beeharry, M. C. Wentzel, et G. A. Ekama, "Active biomass in activated sludge mixed liquor," *Water Research*, vol. 36, no. 2, pp. 439-444, 2002.

[171] G. Gaval et J.-J. Pernelle, "Impact of the repetition of oxygen deficiencies on the filamentous bacteria proliferation in activated sludge," *Water Research*, vol. 37, no. 9, pp. 1991-2000, 2003.

[172] M. Martinez, M. Sanchez-Marre, J. Comas, et I. Rodriguez-Roda, "Case-based reasoning, a promising tool to face solids separation problems in the activated sludge process," *Water Science and Technology*, vol. 53, no. 1, pp. 209-216, 2006.

[173] LuminUltra Technologies Ltd., "QG21-Wastewater, Quick-Reference Guide," 2008. [En ligne]. Disponible: http://www.luminultra.com/dmdocuments/LTL_QR_QG21-Wastewater_EN.pdf.

[174] J. E. Cairns, P. A. Whalen, P. J. Whalen, D. R. Tracey, et R. E. Palo, "Dissolved ATP – A New Process Control Parameter for Biological Wastewater Treatment," in *WEFTEC, Washington D.C., USA*, vol. Session 21 through Session 30, 2005, pp. 1742-1754(13).

[175] LuminUltra Technologies Ltd., "pATP Quick-Reference Guide," 2008. [En ligne]. Disponible: http://www.luminultra.com/dmdocuments/LTL_QR_pATP_EN.pdf.

[176] LuminUltra Technologies Ltd., "fbATP Quick-Reference Guide," 2008. [En ligne]. Disponible: http://www.luminultra.com/dmdocuments/LTL_QR_fbATP_EN.pdf.

[177] APHA, AWWA, WPCF, et WEF, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21e éd., New York, 2005.

[178] E. W. Leaver et S. E. Scott, "Rejuvenation: challenges and opportunities in the pulp and paper industry," *Pulp and Paper Canada*, vol. 104, no. 4, pp. 14-17, 2003.

[179] M. Hagman et J. La Cour Jansen, "Oxygen uptake rate measurements for application at wastewater treatment plants," *Vatten*, vol. 63, pp. 131–138, 2007.

[180] USEPA, "Generalized methodology for conducting industrial toxicity reduction evaluations (TREs)," United States Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Cincinnati, OH, USA, Rapport technique EPA/600/2-88/070, 1989.

[181] USEPA, "Methods for aquatic toxicity identification evaluations: Phase I, Toxicity characterization procedures," United States Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Duluth, MN, USA, Rapport technique EPA/600/6-91/003, 1991.

[182] USEPA, "Methods for aquatic toxicity identification evaluations: Phase II, Toxicity identification procedures for samples exhibiting acute and chronic toxicity," United States Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Duluth, MN, USA, Rapport technique USEPA/600/R-92/080, 1993.

[183] USEPA, "Methods for aquatic toxicity identification evaluations: Phase III, Toxicity confirmation procedures for samples exhibiting acute and chronic toxicity," United States Environmental Protection Agency, Environmental Research Laboratory, Duluth, MN, USA, Rapport technique USEPA/600/R-92/081, 1993.

[184] P. Riebel, M. Owen, et M. Yazer, "Toxicity prevention and response," *Pulp and Paper Canada*, vol. 98, no. 5, pp. 23-26, 1997.

[185] D. P. Nolan, *Application of HAZOP and What-If safety reviews to the petroleum, petrochemical and chemical industries*, Park Ridge, NJ, USA: Noyes Publications, 1994.

ANNEXE 1 – ARTICLE 1 : OPERATING COSTS RELATED TO INSTABILITY IN A PULP AND PAPER ACTIVATED SLUDGE TREATMENT SYSTEM

Jean-Martin Brault[a], Roger Leroux[b], Paul Stuart[a]

[a]NSERC Environmental Design Engineering Chair, Department of Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal

Pavillon André Aisenstadt

2920 Chemin de la Tour

Montreal, QC

Canada, H3T 1J7

Email: jean-martin.brault@polymtl.ca; paul.stuart@polymtl.ca

Tel.: +1 514 340-4711, ext. 3425 & 4384

[b]Abitibi Bowater Inc., Clermont Division

100 Rue Donohue

Clermont, QC

Canada, G4A 1A7

Email: roger.leroux@abitibibowater.com

Tel.: +1 418 439-5300

ABSTRACT

Wastewater treatment by the activated sludge treatment process is widely implemented in the pulp and paper industry; however, it can be difficult to operate, particularly during sludge bulking events. Preventing non-compliance events can normally be done effectively at wastewater treatment plants (WWTP) by manual control, but can be costly. Indeed, the use of various relief chemical products constitutes a significant part of a WWTP's operating costs. Moreover, the use of these reactive rather than proactive methods do not target the specific causes of the problems and only temporarily remove the effects of their occurrence. This paper analyses the operating

costs of an activated sludge process treating the effluent from a thermomechanical pulp mill in Eastern Canada, particularly costs associated with abnormal or transient system behavior.

A specific treatment cost of $725/tBOD was calculated, highlighting the importance of chemical products, particularly for sludge thickening and settling, and energy. Costs associated with instability were also reported and it was found that 11.0% of the total operating cost was directed at dealing with relieving the treatment system in an unstable state.

APPLICATION: Operating costs related to instability can be reliably calculated in order to provide a basis for investment profitability for mill or WWTP improvements that address the source of instability.

INTRODUCTION

Wastewater treatment by the activated sludge treatment (AST) process is widely implemented in the pulp and paper industry; however, it can be difficult to operate, particularly during sludge bulking events due to filamentous bacteria outbreaks. This phenomenon requires costly remediation measures to avoid compromising treatment efficiency and compliance with effluent permit levels. Effluent BOD and TSS from Canadian mills are usually far below accepted levels and the key operational issue lies not in improving efficiency but in avoiding process upsets. The primary objective of any wastewater treatment effort is, after all, to ensure compliance with current and future specified discharge targets, and all measures directed at cost minimization should be seen in this context *(1)*.

While WWTP operating costs do not represent a large fraction of a pulp and paper facility's total operating costs (typically 5%), improvement in operation and environmental performance could help to reduce costs, especially in the case of abnormal or transient system behavior. Table 1 lists the different categories of costs for operation and maintenance of an AST system and their importance in steady-state and unstable operations. Some of these costs can be explicit as in the case of chemicals consumption and energy, while others can be implicit such as the need for greater concerted effort from personnel in the case of unstable operation.

Table 1 Categories of operation and maintenance costs in an AST system

Cost category	Steady-state operation	Unstable operation
Personnel	X	X
Energy	X	X
Chemicals consumption	X	X
Analyses	X	
Maintenance	X	X
Safety and training	X	
External services	X	X
Sludge disposal	X	
Effluent taxes	X	
Effluent fines		X
'Exceptional' events		X

The importance of different categories of operating costs can differ greatly among treatment plants even if the pulping and papermaking processes are similar, because of site-specific conditions. Operational and maintenance costs can indeed be affected by wastewater composition and discharge criteria, quality of the wastewater treatment plant (WWTP) personnel, automation level, plant and process design, design capacity and capacity usage ratio, amongst others *(2)*. Some operating costs, such as energy used for aeration and chemicals for sludge conditioning, are related to the actual load of pollutants to be treated in the WWTP, while other costs such as maintenance are likely related to plant size and plant configuration. The only major item that is related to flow is process related pumping, such as return activated sludge pumping *(3)*.

Fels *et al*. (1997) reported average total operating costs of $CDN 4.3 million at mechanical pulp and paper facilities using the AST process to treat their effluent. Simulation results showed that power and chemical use accounted for 34% and 41% of the direct operating costs, respectively. The influent BOD load was found to have the most effect on cost as the removal of BOD accounted for 60% of equipment and 70% of the direct operating costs *(4)*. In a study of AST process performance, annual operating costs of roughly $0.30/m^3 of treated effluent were reported for a paper mill producing tissue, fine and packaging papers *(5)*. Total average nutrient

costs of $CDN 850 per day were also estimated for an AST plant treating the effluent from a kraft pulp and paper mill *(6)*. These costs were based on a BOD load of 25 t/d with a nutrient addition of 100:3:0.5. Sludge management costs from AST plants, mostly for polymer, can also constitute a large cost item in the plant's operating budget, reaching as high as 60% of the total WWTP operating costs *(7,8)*, while aeration energy can make up to 50-60% of these costs *(9)*. Many AST plants are actually operated at dissolved oxygen concentrations higher than required for treatment because of aeration system oversizing and faulty oxygen sensors, for example. Energy savings of 20% can be achieved by optimizing the aeration operation *(10)*.

Operating costs can, in turn, be divided into fixed and variable costs. Labor, maintenance and analyses can be considered to be fixed costs while energy used for clarifier mechanisms and mixers, pumping and aeration power, chemicals consumption and effluent taxes depend on the stability of the wastewater treatment system, and as such are considered to be variable. A study looking at the design of secondary treatment systems reports higher secondary clarifier capital costs when anticipating poorly-settling sludge

(11). This suggests that for a system which was not designed for such conditions, operating costs may increase to be able to handle poorly-settling sludge. In 1998, the Pulp and Paper Technical Association of Canada (PAPTAC) performed a survey on the operation and control of activated sludge systems to which 37 mills responded *(12)*. The average surface loading rate of secondary clarifiers was found to be 14.3 m/d indicating that most clarifiers were properly designed. Nevertheless, most of these mills still experienced bulking events.

AST plant operators are often forced to function in a reactive rather than proactive mode as a result of changing influent quality and process conditions *(13)*. More efficient process control is therefore necessary for wastewater biotreatment, requiring the use of innovative methodologies for automated early warning of instability, as in the case of bulking. In this context, this paper will look at the operating costs of an activated sludge process treating the effluent from a thermomechanical pulp (TMP) mill in Quebec.

METHODOLOGY

The pulp and paper mill selected for this study is an integrated mill producing approximately 350,000 tons of newsprint per year and is situated in Eastern Canada. The AST process is used to treat the effluent from TMP works, the white water accumulator, paper machines and the thermal

power plant. Figure 1 shows the WWTP configuration as well as the different chemicals used throughout the process. (Since the time at which this analysis was conducted, the contact basin has been bypassed and the folic acid addition discontinued without any observable effects on the treatment efficiency.)

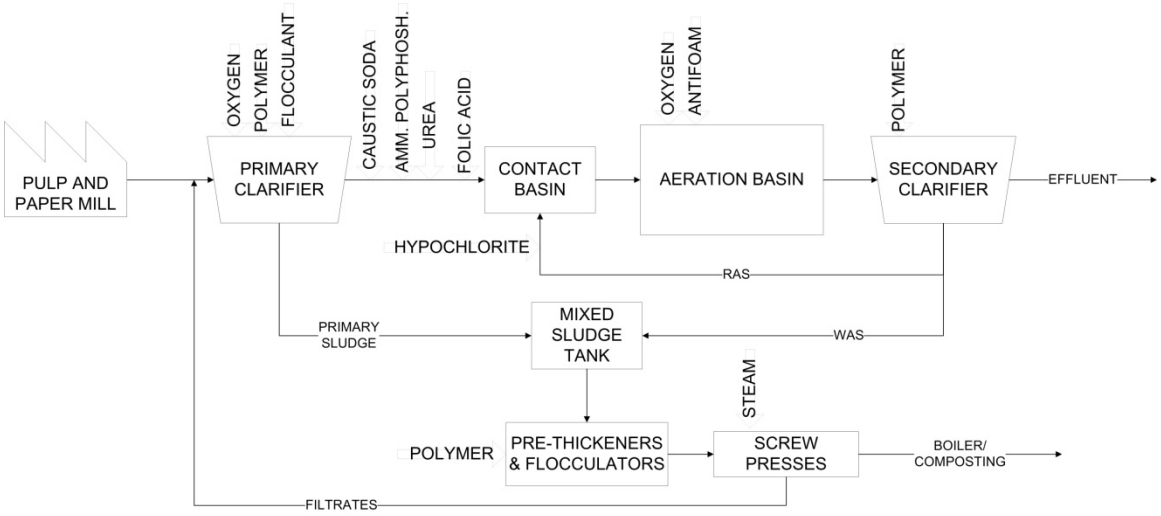

Figure 1. Activated sludge treatment plant configuration at the selected TMP mill.

First, operating costs of the AST system were collected for the ten aforementioned cost categories in order to quantify the cost of unstable operations at the WWTP and determine potential opportunities for cost reduction. Costs were collected as annual averages over the last four years of operation. The 'Personnel' category costs were allocated to wages and salaries for internal personnel working full-time or part-time, on wastewater treatment as well as on sludge dewatering. Personnel costs associated with maintenance and sludge disposal were included in these respective categories. 'Energy' costs were collected for electricity used for wastewater treatment and sludge dewatering as well as for steam used for sludge dewatering. The annual costs allocated to the 'Chemicals consumption' category included wastewater and sludge treatment chemicals. The 'Analyses' category comprised costs allocated to laboratory services related to the operation of the wastewater and sludge treatment plants and included the costs of reagents, equipment, spare parts and subcontracting for regulatory or specialized analyses. 'Maintenance' costs related to material required for the mechanical and electrical maintenance of

wastewater and sludge treatment systems and sensors while the ‘Safety and training’ category was related to costs of safety equipment and devices, uniforms, as well as seminars, courses and training aids. Consulting services, equipment rental and pumping services related to wastewater and sludge treatment were associated with the ‘External services’ category. Costs allocated to disposal of primary and secondary sludges as well as sawdust, screening residues and boiler ash were directed to the ‘Sludge disposal’ category. This category included costs associated with loading and transportation of sludge, sludge reuse (composting in this case) as well as landfilling. It is to be noted that cost savings resulting from sludge burning and corresponding replacement of fossil fuels were not included. The ‘Effluent taxes and fines’ category was made up of costs allocated to fixed and variable effluent levies for quantities of BOD, TSS and metals discharged in the receiving body, to sanitation rights, and to fines resulting from non-compliance events. Finally the 'Exceptional events' category referred to costs incurred by events that resulted in loss of production, overtime rates for operators and all other costs that were not budgeted.

Secondly, to establish the cost of instability, the following items were considered:

- relief chemical products:
    - sodium hypochlorite for filamentous bulking control;
    - folic acid used as supplemental nutrient to help the flocculating bacteria outcompete the filamentous bacteria;
    - settling aids (polymers) used when the sludge blanket reaches a certain critical level in the secondary clarifier, to help with settling sludge thickening;
    - antifoam injected in the aeration basin to help control, prevent, or destroy various types of foam in the secondary clarifier;
    - oxygen injected in the primary clarifier for odor control;
    - flocculant injected in the primary clarifier for septicity control (or control of conditions of low oxidation-reduction potential);
- exceptional events, as defined previously.

Relief chemicals refer to chemicals used only in a non continuous manner, during unstable operation or when operators feel the system may be drifting towards instability. All costs were expressed as specific amounts in $US per ton of primary effluent BOD (henceforth $/tBOD).

RESULTS AND DISCUSSION

Total operating costs

Figure 2 presents the average specific operating costs over a period of three years. During this period of time, approximately 26,000 m^3/d were treated.

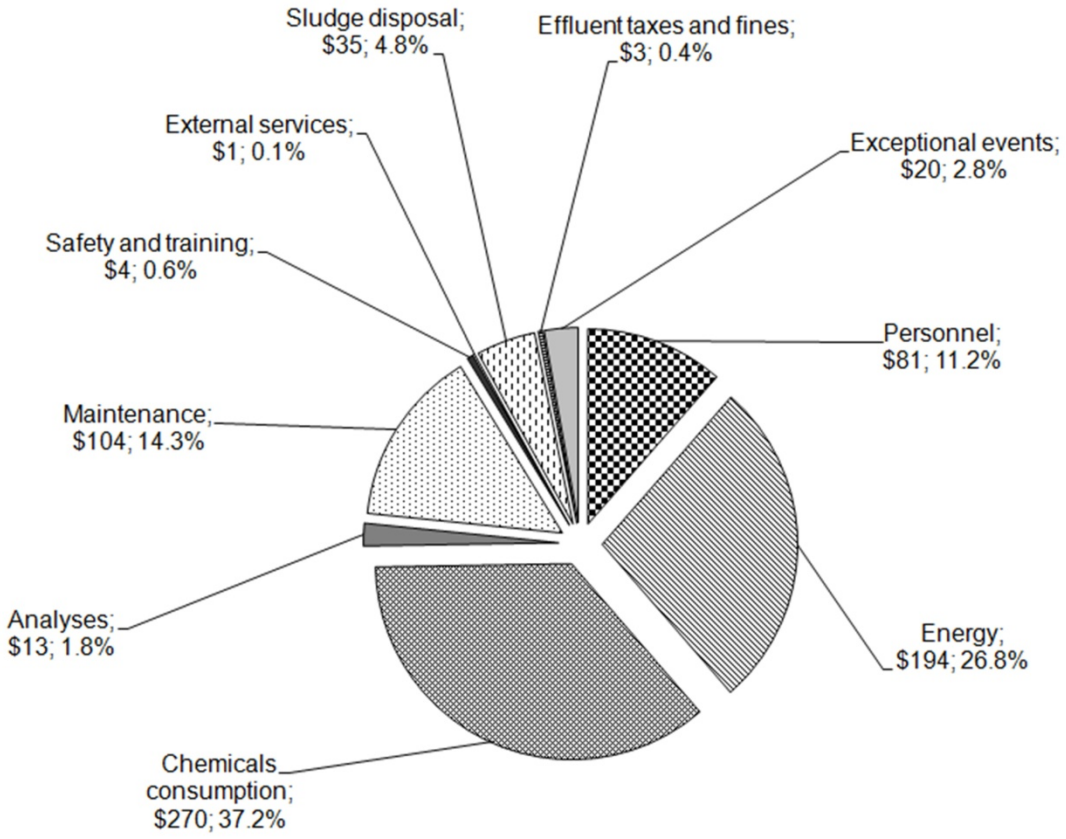

Figure 2. Operating costs breakdown at the selected TMP WWTP in $/tBOD and percentage of total WWTP operating costs.

A total specific cost of approximately $725/tBOD was calculated. As expected, the operating costs were dominated by the consumption of chemical products and energy, using 37.2% and 26.8% respectively, suggesting that efforts in reducing these cost items would be the most effective in lowering treatment costs. The different chemicals that contributed to the 'Chemicals consumption' category are listed below in order of importance:

- Sludge thickening (polymers): $100/tBOD;
- Nutrients (urea and ammonium polyphosphates): $40/tBOD and 20$/tBOD, respectively;
- Settling aids (polymers): $35/tBOD;
- pH control (caustic soda): $25/tBOD;
- Supplemental nutrients (folic acid): $20/tBOD;
- Septicity control (ferric sulfate): 15$/tBOD;
- Odor control (oxygen): $5/tBOD;
- Bulking and foaming control (sodium hypochlorite and antifoam): each at $3/tBOD;
- Other chemical products tested during the study period cost $5/tBOD, on average.

Polymers used in the primary clarifier accounted for approximately 70% of the settling aids costs. The remaining 30% was used in the secondary clarifier.

Pulp and paper WWTPs can be exposed to important variability in terms of flow and load. This is particularly critical with respect to nutrient addition and aeration basin oxygen control. In the event of the implementation of nutrient regulations for the pulp and paper industry, closed-loop optimized control of the addition of nutrients would be essential to avoid important compliance costs and process upgrades. Environmental standards that change over time pose new demands on the WWTP, and as this possibility is usually not considered during the design phase, plants are seldom built to facilitate future upgrading, which may be very costly *(14)*. Controlling aeration with the dissolved oxygen concentration in the aerated basin allows modulation of the oxygen feed according to the needs of the microorganisms, as well as to the variations to which the system is subjected. Controlling aeration would not only result in substantial energy savings but also improve treatment stability and efficiency. This could, in turn, lead to improved settling conditions by ensuring the system does not drift towards low oxygen conditions that are favorable to certain filamentous bacteria. A plant in which dissolved oxygen control is implemented on all aerated reactors performs significantly better than one using open loop control of aeration. Moreover, such a control strategy is already widely applied in practice *(15)*.

Costs allocated to maintenance and personnel followed with 14.3% and 11.2% of the total operating cost. Effluent taxes were found to be negligible at 0.4% of the total operating costs and a reduction of fixed and variable effluent taxes would mostly be beneficial to the mill image in

the community. Indeed, significant capital investment during the 1990s to improve wastewater treatment at the TMP mill has succeeded in helping introduce Atlantic salmon stocks to the receiving environment. A steady increase in salmon stocks attests to the success of this project and is of particular importance to the community and to the mill itself. No costs were associated with fines for out-of-compliance events during the studied period. Exceptional events of relevance that occurred over the years have been significant, costing on average $20/tBOD to the mill. Examples of events that translated into costs in this category included accidental spills and foam that induced equipment, piping or process modifications or temporary paper machine shutdowns. One particular event ended up consuming 8% of one year's total operating cost.

Cost of instability

The cost of instability as defined above was found to constitute 11.0% of the total operating costs for a specific cost of $80/tBOD. The breakdown of the costs associated with instability is shown in Figure 3.

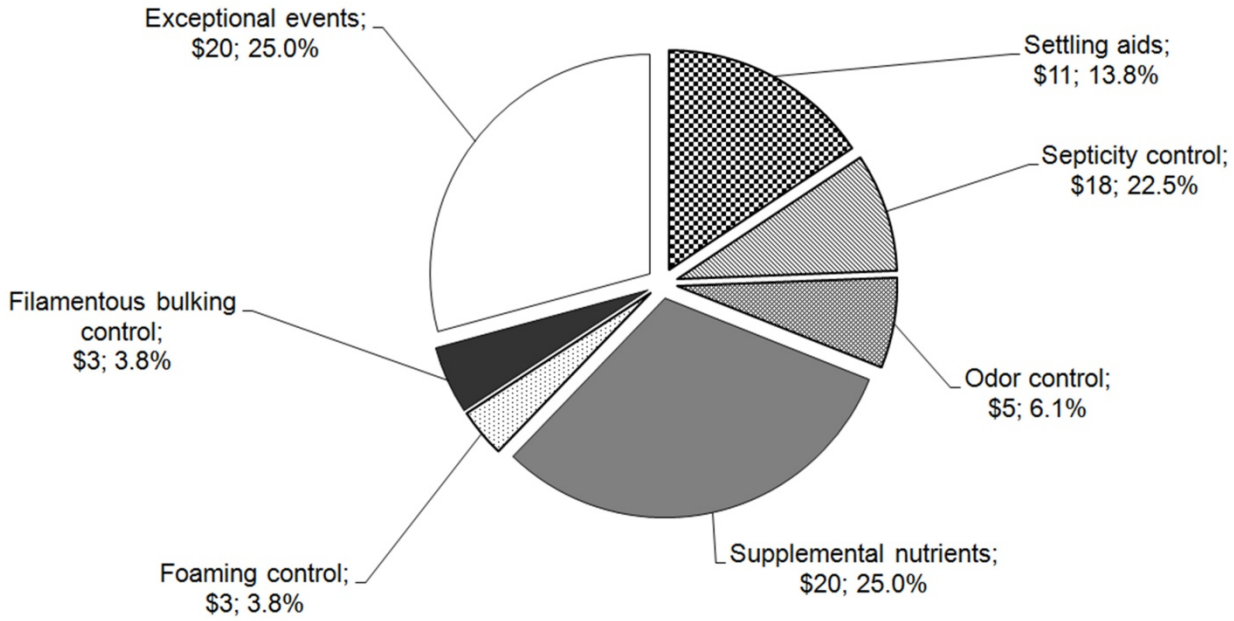

Figure 3. Breakdown of costs associated with instability at the selected TMP WWTP in $/tBOD and percentage of total instability operating costs.

Unstable operation was first associated with the use of relief chemicals. The selected mill's activated sludge system has consistently experienced filamentous bulking problems over the last few years. According to mill key performance indicators, a stirred sludge volume index (SSVI) value of over 250 mL/g is an indicator of a settling problem requiring relief chemicals. In the study period, SSVI values above 250 mL/g were observed 40% of the time. The AST process in place is particularly prone to poor settling during the colder months of the year.

During the study period, the AST system sustained an average of 6 filamentous bulking events per year requiring chlorination and settling aids. Each event ended up costing approximately 0.3% of the total WWTP operating costs. Furthermore, more than 75% of the events occurred during the colder months of the year, namely from October to April, as reflected by the high SSVI values during those months. Foaming events occurred 4 times per year on average, requiring the use of antifoaming agents and showers on the surface of the secondary clarifiers. Each event incurred costs approximately equal to 0.1% of the total WWTP operating costs.

The use of some chemical products is essential to the efficient operation of a WWTP, but as shown by the results of this study, many are used as relief chemicals. In fact, nearly 25% of the costs associated with chemicals consumption were used for that purpose. Reactive methods, as opposed to proactive, do not target the specific causes of the problems for which the chemicals are used and only temporarily remove the effects of their occurrence. The effect of these chemicals is thus only transient if they are not used continuously. It is to be noted that upset events can also be caused by the failure to add proper amounts of certain chemicals such as in the case of nutrients and it might be necessary to increase nutrient feed (and thus costs) to offset the potential for bulking events. For example, the AST system studied in this paper regularly suffers from organic load swings initiated upstream by white water overflows which send surges of volatile fatty acids to secondary treatment. These variations in BOD loads may induce short-term changes in F/M and thus transient nitrogen and phosphorus deficiencies, allowing other opportunistic types of filaments to settle in. By properly and timely adding nutrients to counter the additional loads, it might be possible to prevent using relief chemicals and reduce the risks of upsets. Additional nutrients and better management of in-mill process effluents and the white water circuit may also offset the costs of dealing with recurring bulking events. A better understanding of the causes of filamentous bulking at a specific time and improved reaction to its occurrence could thus reduce the use of settling aids such as polymers added to the secondary

clarifier inlet as well as of sodium hypochlorite. Although costs of primary clarifier settling aids were not included in the costs of instability, it is quite possible that its consumption could be reduced as a result of a better understanding of the long-term behavior of the AST system.

Although not included in these figures, a certain proportion of the maintenance and personnel costs is a result of unstable operation. Indeed, a biological system that is not in equilibrium requires more attention from employees. Maintenance costs go up as mechanical modifications are often required to adapt the system to the transient conditions. Allocation of time to solve wastewater treatment and sludge treatment-related problems has in fact increased over the years at the mill under study, which is typical of a system experiencing instability. Effluent taxes could also climb if exceedences were to occur.

Finally, exceptional events were associated with an average specific cost of $20/tBOD. The details of the dynamics governing these events are most likely to be unpredictable because of the complexity of the wastewater system and because of the limited potential of a manual (and thus reactive) control system. Some valuable insight could possibly be gained from implementing a methodology capable of systematically identifying the relevant factors influencing the long term behavior of the AST system.

CONCLUSIONS

The present study reported the operating costs of a WWTP treating the effluent of an integrated TMP mill with the AST process. A specific treatment cost of $725/tBOD was calculated, highlighting the importance of chemical products, particularly for sludge thickening and settling, and energy. While the relative importance of the different categories of operating costs may be generalized, specific AST operating costs are most likely to be site-specific. Costs that were allocated to relieve the AST system in an unstable state were also reported and indicated that 11.0% of the total operating costs were directed at dealing with this instability. If the conditions associated with this instability can be removed or attenuated, a certain portion of the operating costs attributable to them could be eliminated. Calculating these costs can also provide a basis for investment profitability for mill or WWTP improvement projects that address the source of instability.

Preventing non-compliance events resulting from unstable operation such as bulking can normally be done by manual control, but is costly, as is shown by the results of this study. Improving control by providing operators with early warning signals and corresponding cause and effect relationships for bulking could help optimize the AST process operation and reduce operating costs, particularly those related to compliance. Methods that target the specific causes of these problems should be adopted to allow for permanent and sustainable control of bulking in activated sludge systems. Consequently, by improving the treatment efficiency and therefore reducing the pollution load, the costs for the effluent levy could also be reduced.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors acknowledge the financial support and participation of the National Sciences and Engineering Council of Canada (NSERC) and AbitibiBowater Inc.

LITERATURE CITED

1. Bode, H. and Gruenebaum, T., *Water Sci. Tech.* 41(9): 289(2000).
2. Benedetti, L., Vandenberghe, V., Vanrolleghem, P., *et al.*, "Deliverable 2.1: Assessment of sewer systems performance and extensions", EU Project CD4WC EVK1-CT-2002-00118, 2004.
3. Balmer, P. and Mattsson, B., *Water Sci. Tech.* 30(4): 7(1994).
4. Fels, M., Pinter, J. and Lycon, D. S., *Can. J. Chem. Eng.* 75(2): 437(1997).
5. Lerner, M., Stahl, N. and Galil, N., *Environ. Eng. Sci.* 24(3): 277(2007).
6. Frigon, D. and Lo, A., *TAPPI 1997 Environmental Conference & Exhibition Proceedings*, TAPPI Press, Atlanta, p. 795.
7. Canales, A., Pareilleux, A., Rols, J. L., *et al.*, *Water Sci. Tech.* 30(8): 97(1994).
8. Kenny, R., Odendahl, S. and Stuart, P., *Pulp Paper Can.* 96(6): 3(1995).
9. Holenda, B., Domokos, E., Redey, A., *et al.*, *Optimal Control Applications and Methods* 28(3): 191(2007).
10. Ramamurthy, R., Dorica, J., Legault, N., *et al.*, *Pulp Paper Can.* 97(11): 32(1996).
11. Pincince, A. B., Braley, B. G. and Sangrey, K. H., *Water Environ. Res.* 69: 326(1997).

12. Frei, K. and Stuart, P., "Activated Sludge Monitoring and Control Survey", Pulp and Paper Technical Association of Canada, 1998.
13. Love, N. G. and Bott, C. B., *Water Sci. Tech.* 46(2): 11(2002).
14. Dominguez, D. and Gujer, W., *Water Res.* 40(7): 1389(2006).
15. Vanrolleghem, P. A. and Gillot, S., *Water Sci. Tech.* 45(4-5): 117(2002).

ANNEXE 2 – ARTICLE 2: EARLY WARNING SIGNS OF BULKING IN AN ACTIVATED SLUDGE SYSTEM THROUGH INTERPRETATION OF ATP DATA IN A SYSTEMS ANALYSIS CONTEXT

Jean-Martin Brault[a], Pat Whalen[b], Paul Stuart[a2]

[a]NSERC Environmental Design Engineering Chair, Department of Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal, Pavillon André Aisenstadt
2920 Chemin de la Tour, Montreal, Quebec, Canada, H3T 1J7; [b]LuminUltra Technologies Ltd., 440 King Street, King Tower, Suite 630, Fredericton, New-Brunswick, Canada, E3B 5H8

A research project was undertaken at an integrated thermomechanical pulp and paper mill in Canada to evaluate the use of adenosine triphosphate (ATP) monitoring methods in order to identify the potential for operational problems related to microbiological aspects of activated sludge. The specific filamentous bulking ATP (fbATP) ratio is an emerging measurement technique that measures the proportion of flocs that have bulking potential by filtering a sample through a 250 µm mesh and measuring the ATP in the retentate. For the host mill in this study, the specific fbATP measurement provides early warning signs of bulking 1.0 to 1.5 sludge ages before poor settling occurs. A possible bulking scenario was identified in which the initiator was the overflow of an upstream tank containing high BOD whitewater, resulting in spikes of organic acids to treatment and promoting the proliferation of certain types of filamentous bacteria. A storage response by filamentous bacteria to these high readily biodegradable substrate conditions was monitored with fbATP. By predicting the onset of bulking conditions, this technique can potentially assist operators to make corrective actions proactively.

Keywords: activated sludge process; filamentous bulking; storage response; early warning; adenosine triphosphate (ATP)

Introduction

Activated sludge processes treating industrial wastewater such as pulp and paper effluents may be particularly prone to bulking problems, more specifically filamentous bulking [1,2]. Excessive growth of filamentous bacteria interferes with sludge sedimentation and compaction often requiring costly remediation measures, i.e. the use of settling aids and chlorination. Reduced treatment efficiencies caused by filamentous bacteria outbreaks can be due to operating actions or combinations of stress factors. Rapid changes in process conditions can potentially lead to system

[2] Corresponding author. Email: paul.stuart@polymtl.ca

stress, as activated sludge biomass attempts to acclimate to changes in raw waste loadings and operating conditions. For example, a 20 to 30 % increase in wastewater loads is observed in Nordic countries, where climatic conditions vary significantly from summer to winter [3]. Treatment efficiency and the ability of the wastewater treatment system to comply with effluent permit levels are therefore compromised.

The dynamic nature of the activated sludge process feed regime subjects the biomass to successive feast and famine periods, during which growth becomes unbalanced. Different mechanisms can help the biomass adapt to such transient conditions, in particular a growth response and a storage response [4]. For the latter, microorganisms rapidly remove external substrate and produce storage polymers during the feast period. After the external substrate has totally been depleted, during the famine period, the stored polymers are used for growth. The competition between flocculating and filamentous bacteria is often described using the kinetic selection theory which led to the selector concept [5]. This theory suggests that differences in maximum growth rates and substrate affinity can explain the selection of filamentous bacteria under low substrate concentrations. However, recent studies have found that the formation of storage compounds can play an important role in the competition between these two bacterial types [6-9], whether it be in systems with low or high substrate concentrations [10]. In fact, readily biodegradable organic matter is now considered to be mainly removed by storage, in activated sludge processes operating under dynamic conditions [11]. Under these conditions, studies report that flocculating bacteria exhibit stronger storage abilities than filamentous bacteria [12,13] while others report that the latter can also present significant storage capacity [14-16].

The most common reported factors that promote the growth of different species of filamentous bacteria in the pulp and paper industry are septicity (as characterized by the presence of volatile fatty acids and reduced sulphur compounds), low operating food to microorganism ratios (F/M), nutrient deficiency and low dissolved oxygen (DO) concentrations in the activated sludge treatment (AST) basins [17-19]. Whereas bulking of activated sludge in municipal wastewater treatment plants can usually be attributed to the proliferation of only one or two filamentous species, the simultaneous involvement in bulking of two to four filamentous species is not uncommon in industrial sludges, complicating bulking control tremendously [20].

A bulking sludge is defined as one that settles and compacts slowly. A number of operational definitions of a bulking sludge are found in the literature. For example, sludge

volume indexes (SVI) and stirred sludge volume indexes (SSVI) higher than 150 and 120 mL/g, respectively, are set to be an indication of bulking [21,22]. However, each AST plant has a specific SVI value at which sludge builds up in the final clarifier leading to non-compliant emissions in the receiving environment. This value can be as high as 300 mL/g and likely depends on the design and performance of the secondary clarifying equipment as well as on hydraulic considerations. In AST systems, settling is typically hindered and the presence of a high level of filaments results in high SVI values and leads to slower settling velocities. Microscopic observations of activated sludge have also helped to derive quantitative parameters useful for the diagnosis of filamentous bulking problems. The total extended filament length, filament abundance, the filament count as well as the filament index are reportedly used [20,23].

Microbiology-related process upsets are often due to the operators' inability to rapidly detect and correctly diagnose biomass health changes [24] and population shifts. Biomass in an AST system is usually measured as mixed liquor volatile suspended solids (MLVSS) or mixed liquor suspended solids (MLSS). Pulp and paper mill wastewaters contain many poorly or non-biodegradable solids that accumulate in the sludge flocs and thus give a misleading account of the viable biomass in the aerated basins [25]. Furthermore, the MLVSS and MLSS measurements cannot differentiate living from dead cells. To overcome these drawbacks, adenosine triphosphate (ATP) has been used to reliably reflect the viable content of activated sludge and its activity [26,27].

Cell mechanisms maintain a relatively constant ATP content in viable cells, but the global ATP content of activated sludge solids can vary for a number of reasons. Shifts in ATP concentrations can be caused by activated sludge population dynamics, toxic substances, environmental stresses and substrate concentration changes [28-30]. The variability in ATP content in the sludge can also reflect a shift in the percentage of viable biomass in the system. High ATP content in activated sludge is reported to be indicative of cells in a slower or ‘resting’ metabolic state during which ATP is not used as rapidly as it is produced [31,32]. Under feast and famine conditions, the substrate uptake rate will be above what is required for growth and ATP can also accumulate [33].

Active biomass percentages derived from ATP measurements of 8 to 30 % of MLSS and 10 to 20 % of MLVSS are reported for municipal AST systems [26,34]. On the other hand, inconclusive results were reported when estimating active biomass with ATP in biofilter

washwaters [35]. A range of about 20 – 40 % of MLSS was also reported for a number of pulp and paper mills [27] and an ATP content of 0.5 – 1.2 mg ATP/g MLSS was found to be typical of healthy, active biomass in pulp and paper secondary treatment systems [24]. Viability of biomass varies significantly with sludge age and the ATP content of sludge was found to be related to oxygen uptake rate as well as to settling [30,36]. It is indeed suggested that the settling behaviour of activated sludge is dependent upon its biological activity: a linear correlation was found between the SVI and the mass of ATP per unit mass of sludge solids [37]. High levels of ATP were also associated with small flocs and thus poor settleability [38].

Because activated sludge bulking is a result of slow dynamics that are difficult to monitor and because it gains a certain momentum that is hard to counter, a control strategy that identifies the onset of this problem and provides the operator with an early warning signal would be an important tool to move from conventional reactive corrective actions to proactive operation. Many attempts to predict the onset of that problem can be found in the literature, using image analysis [39] and knowledge-based expert systems [40] to predict the SVI, and rough set theory coupled with artificial neural networks [41] to predict effluent total suspended solids. Reasonable prediction models were found in most cases but such tools can be difficult to readily implement at full-scale activated sludge operations. In this context, a research project was undertaken at an integrated thermomechanical pulp (TMP) and paper mill in Canada to evaluate the use of ATP monitoring methods in order to identify the potential of operational problems related to microbiological aspects of activated sludge. The specific objectives were to provide the wastewater treatment plant (WWTP) operators with a rapid and reliable early warning sign for bulking problems as well as to provide insight into the causes and symptoms of these problems.

Methodology

The pulp and paper mill selected for this study is an integrated TMP mill producing approx. 350,000 tons of newsprint per year and is situated in Eastern Canada, using mainly spruce and fir chips for pulping. The AST process is used to treat the effluents from TMP works, the whitewater accumulator, paper machines and the thermal power plant and treats an average of 26,000 m^3 of wastewater per day with an average primary effluent BOD load of 20 tons per day. Nitrogen (N) and phosphorus (P), in the forms of urea and ammonium polyphosphates, are added at the

influent of the contact basin. Figure 1 shows the WWTP configuration at the selected TMP mill. The contact basin is in fact a nonaerated selector, but since the time at which this analysis was conducted, it has been bypassed due to its low substrate removal efficiency. The sludge blanket height in the secondary clarifier is controlled with the return activated sludge (RAS) flow and sodium hypochlorite and polymers are used when the height reaches the alarm level of 3.05 m (10 feet).

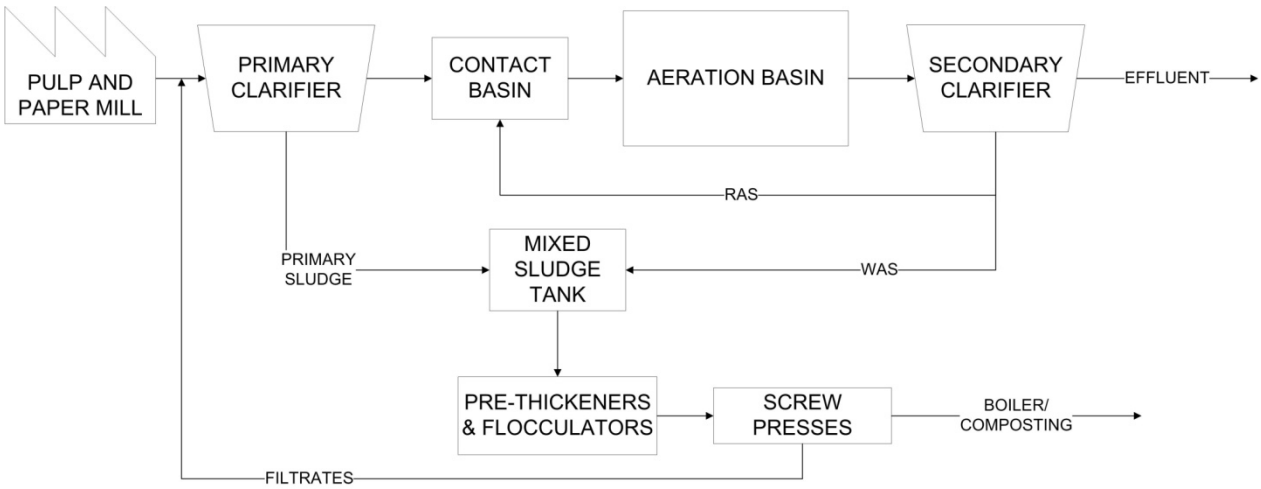

Figure 1. Activated sludge treatment plant configuration at the selected TMP mill (WAS = waste activated sludge).

The AST process was monitored with ATP measurements by collecting grab samples daily from January to May 2007. Daily monitoring ensured that ATP data would be consistent with other plant parameters monitored on the same frequency. In general, the same samples that were used for total suspended solids (TSS) or volatile suspended solids (VSS) monitoring were also used for ATP analyses which were performed on samples taken at various locations throughout the plant: raw influent, primary clarifier effluent, contact basin, RAS, aeration basin and final effluent. Results presented in this paper will focus on samples taken from the aeration basin, of particular importance to help track the energy level and health of the activated sludge as well as to give an overall indicator of the plant performance. ATP was measured with high specificity by the firefly luciferase assay using reagents designed and optimized for wastewater treatment applications (LumiKem® technology, manufactured by LuminUltra Technologies and

available through Kemira Pulp & Paper). Measurements were performed by the first author and WWTP technicians. The reaction to measure ATP is as follows:

$$ATP + luciferin + O_2 \xrightarrow{Luciferase-Mg^{++}} AMP + PP_i + oxylucifer\,in + light \quad (1)$$

where:

- ATP = adenosine triphosphate;
- AMP = adenosine monophosphate;
- PP_i = pyrophosphate.

The chemical energy produced from the breakdown of ATP is converted into light energy and each molecule of ATP consumed in the reaction produces one photon of light. The light produced in the luciferase reaction is then measured in the Kikkoman C-100 Lumitester in relative light units (RLU) which are proportional to ATP concentrations, expressed as µg ATP/L. For most industrial waters, relative standard deviation values of 10 % on replicate tests are typically observed.

Two basic ATP measurements were performed at the above-mentioned locations, namely the Total ATP (tATP™) and Dissolved ATP (dATP™) [42]. While the latter represents the extracellular ATP content of activated sludge, tATP is the sum of intracellular and extracellular ATP contents. The tATP analysis was performed by adding wastewater to an ATP-releasing agent, followed by mixing. The mixture was then diluted and assayed for ATP. Dissolved ATP was measured by adding wastewater to an ATP-stabilizing reagent. The diluted sample was then assayed for ATP. From these basic ATP measurements were derived two parameters:

- The Cellular ATP (cATP™) or intracellular ATP content of biomass is a measure of living biomass concentration or energy level;

$$cATP = tATP - dATP \quad (2)$$

- The Active Biomass Ratio (ABR™) represents the fraction of total solids that are living in the aeration basin inventory.

$$ABR = \frac{0.5 \cdot cATP}{MLSS} \quad (3)$$

For an explanation of the value of 0.5 in Equation 3, the reader is referred to [27].

The LumiKem® Bulking test kit was also used to measure Floc-Bulking ATP (fbATP^{TM}), a measure of the proportion of floc demonstrating bulking tendencies [43]. This measurement was made by filtering a sample through a 250 µm mesh and measuring the tATP in the retentate. The results were monitored as the ratio of that value to the aeration basin tATP, henceforth specific fbATP, as shown in Equation 4. The average relative standard deviation on replicate fbATP tests during the study period was 15 %.

$$Specific\ fbATP = \frac{tATP_{RETENTATE}}{tATP_{AERAT.BASIN}} \quad (4)$$

It is hypothesized that the biomass retained on the mesh is composed of flocs heavily bridged by filamentous bacteria. The ATP in this flocs-filamentous blanket would then be an indication of poor settling.

Microscopic observations were also performed on a daily basis using an Olympus BX40 phase-contrast microscope. Floc size and shape were compiled as well as the filament abundance and filament count [44]. The identification of filamentous bacteria was done weekly using the procedures, techniques and identification keys compiled in [23]. This information was also supplemented with and confirmed by the results of microbiological surveys done by external laboratories. SVI and SSVI values were obtained and zone settling velocities (ZSV) were calculated [45]. Conventional data at various process locations such as flow, BOD, chemical oxygen demand (COD), TSS, macro-nutrients concentrations, specific oxygen uptake rate (SOUR) and DO were also collected during the study period. All data signals presented in this paper were smoothed with a 10-day moving average to focus on trends, except when specified otherwise.

Results and discussion

Characterization of the AST system

Table 1 summarizes the characteristics of the AST system over the study period.

An average ATP content of 0.52 mgATP/gMLSS can be associated with healthy, active biomass and with low growth rates but it is to be noted that 57 % of the time, this content was found to be below 0.50 which could be related to the presence of large quantities of inerts in the mixed liquor [24,26]. An average ABR of 25 % falls within the ranges of both municipal and pulp and paper AST systems.

Table 1. Characterization of the activated sludge system.

Parameter	**Average**	**Range**
ATP-related		
ATP content of sludge (mgATP/gMLSS)	0.52	0.23 – 1.42
ABR (% of MLSS)	25	15 – 35
Specific fbATP	0.60	0.30 – 0.85
Settling		
SVI (mL/g)	440	245 – 495
SSVI (mL/g)	300	195 – 385
ZSV (m/h) (with stirred sludge)	0.3	0.1 – 0.7
Microscopic observations		
Floc diameter < 150 µm (%)	90	75 – 95
Filament abundance (0 – 6)	4	3 – 5
Filament count (intersections/gMLSS)	1,600	600 – 2,400
Operational		
MLSS (mg/L)	2,320	1,730 – 3,260
DO (mg/L)	3.00	1.00 – 4.20
F/M	0.21	0.12 – 0.37
N added/BOD (kg/kg)	0.043	0.011 – 0.083
P added/BOD (kg/kg)	0.008	0.002 – 0.035
Effluent N-NH_4 (mg/L)	0.25	0 – 3.40
Effluent o-PO_4 (mg/L)	1.63	0 – 9.00

The selected mill's activated sludge system has consistently experienced filamentous bulking problems over the last few years. According to mill key performance indicators, a SSVI of over 250 mL/g is an indicator of a settling problem requiring relief chemicals. In the study period, the average SSVI was 300 mL/g and values above 250 mL/g were observed 40 % of the time. The AST process in place is particularly prone to poor settling during the colder months of the year which are typically associated with an increased BOD load to the treatment system. This may be related to the different tree species being used for pulping during winter and to the fact that summer temperatures may help in initializing woodchip degradation, thus decreasing the BOD load to the WWTP. High specific fbATP values were consistent with high SSVI values and

it was found that values over 0.65 were attained 40 % of the time. Low ZSV values such as those observed at the mill have been associated with poor settling in pulp and paper effluent treatment [46]. The temperature in the aeration basin increased slightly from winter to spring from ranges of 29 – 31 °C to 33 – 35 °C.

The average floc size or diameter was below 150 μm with 90 % of the flocs observed below that threshold. The hypothesis (and the choice of a 250 μm mesh) that led to the development of the fbATP protocol is consistent with the finding that flocs are generally small in the studied AST system. Non-bridged flocs are thus not retained by the mesh. It is to be mentioned that even though sludge settleability and compressibility were generally poor, overall BOD and COD removal efficiencies and final effluent quality were not compromised. The use of polymers in the secondary clarifier ensured efficient TSS removal during bulking events and thus no non compliance effluent TSS events were recorded during the study period, but this came with higher operating costs.

A diverse microfauna was observed during the study period including protozoa (sessile, crawling, carnivorous and free-swimming ciliates, flagellates and sarcodines) and metazoa (rotifers and gastrotrichs) specimens. Flagellates were the most dominant but were present in low numbers, ranging from 250 to 20,000 /mL. Filament abundance was high with an average of four and showed a 20 % decrease from winter to spring, consistent with the seasonal variations of the SVIs and SSVIs. After analysing the results from on-site and external microscopic surveys, it was found that, in most cases, four or more different filament types were simultaneously present in the mixed liquor. The most commonly dominant species are listed in Table 2 along with the documented factors that promote their growth.

From Table 2, it can be seen that the nature of the pulp and paper effluents and thus the substrate fed to secondary treatment can have an important influence on the population dynamics. Short-chain organic acids or volatile fatty acids (VFA) such as acetic, propionic, butyric and valeric acids are the most common contributing factor and it is known that a total concentration of organic acids higher than 100 mg/L usually causes filament growth [19]. This is also consistent with the dominance among protozoa of flagellates which are usually associated with the presence of soluble organic matter [46]. Other reported factors such as high concentrations of sugars and low DO conditions could help maintain high filament content in activated sludge.

Table 2. Filamentous bacteria observed at the study AST system and factors contributing to their proliferation.

Filamentous bacteria	Factors	Ref.
Type 0041	Low F/M Slowly biodegradable substrate	[23]
Type 1701	Low DO Readily biodegradable substrate such as sugars and starch	[23]
Thiothrix I & II	N deficiency P deficiency Low DO High F/M Readily biodegradable substrate such as sugars and starch Sulfides	[23,47]
Type 1863	Low DO High F/M Readily biodegradable substrate such as VFAs Grease and oil	[47-50]
Type 1851	Low F/M Readily biodegradable substrate such as VFAs	[23]
Type 0411	Readily biodegradable substrate such as VFAs	[23]
Haliscomenobacter hydrossis	Low DO P deficiency Readily biodegradable substrate such as sugars, starch and VFAs High concentrations of N compounds in influent	[23,47]
Nostocoida limicola I	Readily biodegradable substrate such as sugars, starch and VFAs	[23]

The long chain fatty acids formed during pulping, such as oleic and palmitic acids, are not known to support the growth of most of these filaments. However, Type 1863, known to be favoured by the presence of oil and grease may benefit from high concentrations of these more complex fatty acids since they are the products of the hydrolysis of esters, namely fats and waxes.

In the light of the observations presented in this section, a focus was made on finding the possible sources of VFAs upstream of the WWTP and their effect on the AST system.

Impacts of influent characteristics on secondary treatment and early warning signal

One of the main contributors, in terms of flow and load, to the influent to the WWTP is the whitewater system, more specifically, the whitewater accumulator. As the name suggests, it accumulates fibre-rich whitewater coming from one of the paper machines during normal operation and recirculates it as needed during paper or web breaks and paper machine startups. The whitewater accumulator acts as a buffer tank and is anaerobic and unmixed. The average

temperature in the tank is 50 ºC and it is possible that it acts as an anaerobic reactor producing VFAs. Figure 2 shows the whitewater accumulator overflows as well as the primary effluent BOD load and the aeration basin SOUR. The overflows sent surges of VFAs to the wastewater treatment system, as confirmed by concentrations of up to 200 mg/L of VFAs (as acetic acid) in the whitewater. The primary effluent BOD loads decreased by approx. 25 % between winter and spring highlighting the effect that season has on the strength of the wastewater to be treated. It can also be seen that the linkages between whitewater overflows and the primary effluent BOD load or the SOUR are not obvious, further complicating the WWTP operators' ability to monitor bulking problems. The same can be said about the clarity of the link between primary effluent BOD load and SOUR: not every overflow led to an increase in BOD load and subsequent rise in SOUR.

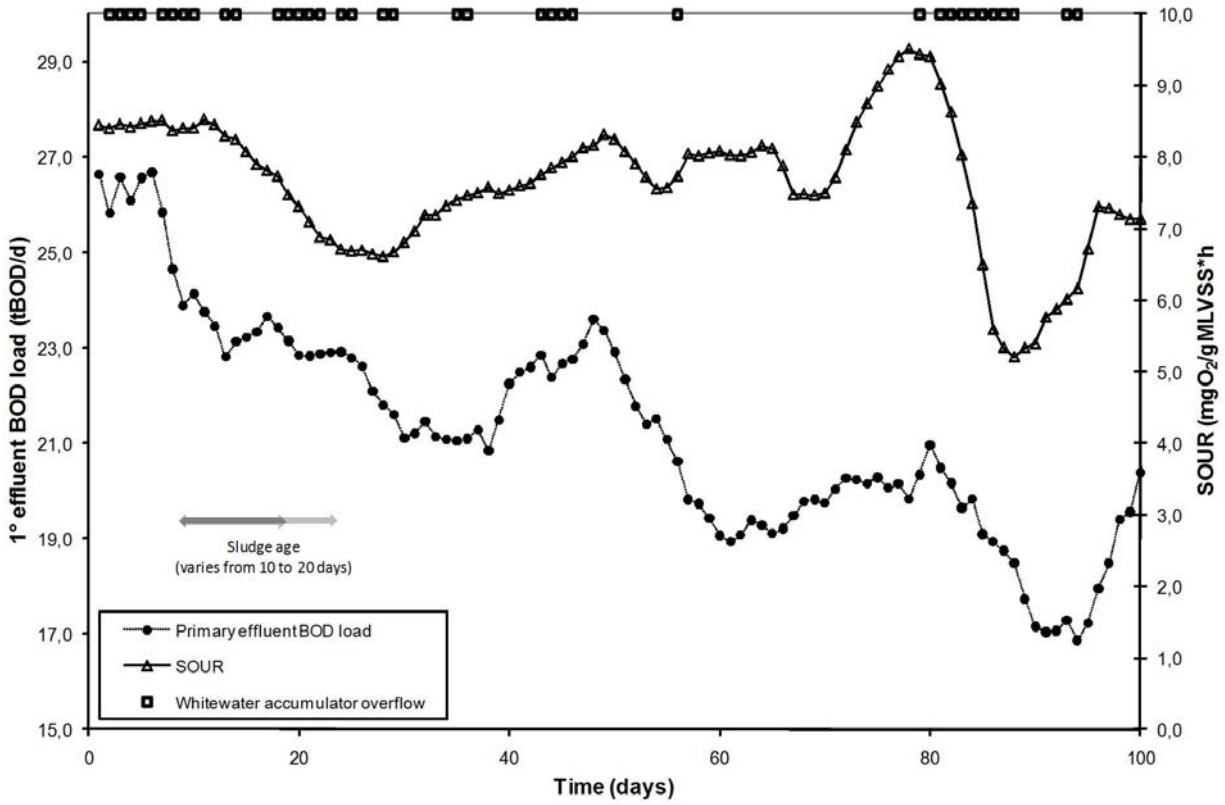

Figure 2. Whitewater accumulator overflow, primary effluent BOD load (10-day moving average) and aeration basin SOUR (10-day moving average).

Figure 3 compares the SSVI, filament count and specific fbATP signals for the study period and identifies three bulking peaks as described by the SSVI curve (E_1^{ssvi}, E_2^{ssvi} and E_3^{ssvi}) and four events for the filament count (E_1^{fc}, E_2^{fc}, E_3^{fc} and E_4^{fc}) and fbATP (E_1^{fb}, E_2^{fb}, E_3^{fb} and E_4^{fb}). The following analysis looks at the three SSVI events separately, using observations relative to Figures 2 and 3 and operational knowledge acquired at the mill. A discussion will follow to draw conclusions on these observations.

Analysis of event E_1^{ssvi}

E_1^{ssvi} lasted for approx. the whole month of March but some events that occurred in February can be associated with that particular rise in SSVI. The rise in filament count, as shown by E_1^{fc}, corresponds to E_1^{ssvi}, confirming that filamentous bacteria were present in higher numbers during this bulking event. The whitewater accumulator overflowed for approx. 145 h in February, lasting on average 5 h per day.

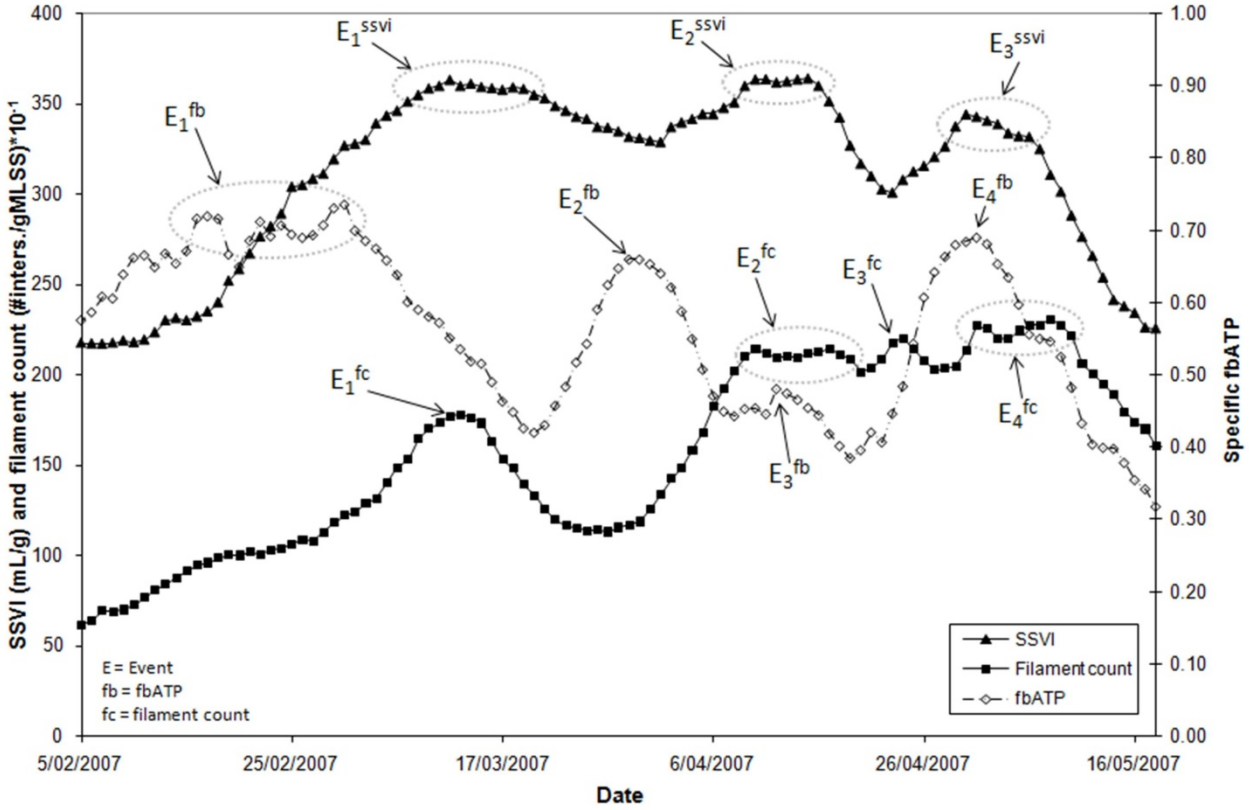

Figure 3. Real-time comparison of SSVI, filament count and specific fbATP signals (all 10-day moving average).

The fact that the whitewater accumulator overflowed in late January and basically for the whole month of February maintained ideal conditions for certain types of filaments to thrive which explained the constant rise in filament counts even if the activated sludge was chlorinated in mid-February. Chlorination might have eventually taken its toll on the filaments leading to a gradual decrease in filament count around mid-March. Polymers were also used from the end of February through to late March to help lower the SSVI and the sludge blanket height to acceptable levels in the secondary clarifier.

The specific fbATP values were high through the month of February (E_1^{fb}) and started to decrease as the filament count peaked, as seen on Figure 3. A delay of approx. 1.0 to 1.5 sludge ages can be observed between the SSVI and specific fbATP signals, which equates to 10 to 15 days in this case. Besides the whitewater overflow, other factors might have contributed to creating transient or dynamic conditions and thus accumulating stress in the AST system. For example, a two-hour power failure in mid-February interrupted aeration in the activated sludge basin and might have increased the system's vulnerability to bulking. Also, one of the paper machines was shutdown for four days at the beginning of March, inducing variations in organic and hydraulic loads and resulting in a lower F/M.

Analysis of event E_2^{ssvi}

E_2^{ssvi} lasted for approx. the whole month of April but some events that occurred in March can be associated with that particular rise in SSVI. The whitewater accumulator overflowed for approx. 28 h in February, lasting on average 7 h per day. The rise in filament count, as shown by E_2^{fc}, corresponds to E_2^{ssvi}, confirming that filamentous bacteria were present in higher numbers during this bulking event. It was observed that for the high filament counts maintained through April and May, the filamentous bacteria present in the mixed liquor mostly grew inside the activated sludge flocs and protruded outside the flocs to a lesser degree than for lower filament count values, thus possibly having a less negative effect on settling. Also, filament abundance decreased from 4.0 to 3.5 as the filament count slightly increased during that same period, showing that less bridging could be observed between the flocs. These observations can be explained by a change in dominant filament type, i.e. *H. hydrossis* (and possibly Type 1851) became dominant over *Thiothrix sp*. An increase in the amounts of nitrogen added to the system from 0.035 to 0.060

kgN/kgBOD over two weeks (with a corresponding increase in ammonia nitrogen residuals from 0.5 mg/L to 2.0 mg/L) may also have favoured the growth of *H. hydrossis* which is reported to be stimulated by high influent nitrogen concentrations [47]. The change in dominant filament type to *H. hydrossis* may also have been helped by the experimental testing of ferric sulfate addition at the influent of the primary clarifier starting in late March and carrying on until the end of April. These observations are consistent with the findings of Gaval et al. (2002) which suggest that when several stresses are applied to an activated sludge system, a strong competition exists between filamentous bacteria sensitive to the same factors, leading to the dominance of only one species [51]. All these factors could explain why the SSVI decreased in mid-April while no corresponding filament count decline could be observed. Chlorination was used at the beginning of April and it may have helped the filaments growing inside the flocs gain importance, damaging the filaments that extended outside the flocs and bridged between them.

The specific fbATP values started rising again in late March (E_2^{fb}) and once again started to decrease as the filament count peaked, as seen on Figure 3. A delay of approx. 1.0 to 1.5 sludge ages can be observed between the SSVI and specific fbATP signals, which equates to 10 to 15 days in this case. Besides the whitewater overflow, two particular events may be associated with the accumulation of stress in the AST system: at the end of March, the thermal boiler was shutdown and cleaned, sending terpenes, ashes and VFAs to effluent treatment and; floating sludge was reported at the surface of the primary clarifier. Although no explanation is readily available for what caused the sludge to float, it may have added to the series of successive stresses sustained by the AST system that eventually led to bulking.

Analysis of event E_3^{ssvi}

E_3^{ssvi} lasted from the end of April to mid-May and the whitewater accumulator overflowed for approx. 70 h in February, lasting on average 7 h per day. The filament count stayed high throughout this period, but nonetheless showed two lesser peaks, as shown by E_3^{fc} and E_4^{fc}. The latter corresponded to E_3^{ssvi}, confirming that filamentous bacteria were again present in high numbers during this bulking event.

The specific fbATP decreased after the second peak (E_2^{fb}) and stayed relatively low for almost 20 days, with the exception of the lesser peak, as shown by E_3^{fb} on Figure 3. Microscopic

reports from an external laboratory confirmed the shift back in dominant filaments to *Thiothrix sp.*, which affected settleability, whereas compaction was more affected during a dominance of *H. hydrossis*. The importance of E_3^{fb} is less apparent on Figure 3 because of the smoothing used to treat the raw data, but high raw specific fbATP values were reached at this point. A delay of approx. 1.0 to 1.5 sludge ages can be observed between the SSVI and specific fbATP signals, and because an important decrease in WAS flow led to an increase in sludge age, this equates to 15 to 20 days.

While some of the rises in SOUR can be associated with the overflows in Figure 2, it can be seen that for the SOUR peak in mid-April, the primary effluent BOD load was essentially constant and the SOUR increase was already peaking when the whitewater accumulator overflowed. The shift to a dominance of *H. hydrossis* in April affected the sludge compaction in the secondary clarifier and the RAS TSS concentration decreased gradually by 30 % during that month, while the RAS flow was kept constant. This explains why the MLSS concentration decreased by 15 % in April, which corresponds to that last SOUR peak. Chlorination was not used during this period.

There was insufficient filament count and SSVI data to complete the analysis of the last specific fbATP peak (E_4^{fb}), but it is likely that it also served as a precursor of another filamentous bulking event.

From the analysis of the three bulking events as described by SSVI, the following conclusions can be drawn:

- For the observed filament counts, an increase in the occurrence of filamentous bacteria correlated well with a decrease in settleability, confirming high filament content during bulking events. The filament count brought interesting information to the analysis of bulking events with regards to settleability and compaction but too often peaked at the same time as SSVI to help control bulking sustainably;
- There appears to be no relationship between SSVI and specific fbATP in real-time, but for each of the specific SSVI events, a corresponding fbATP event was observed with a certain delay, equating to 1.0 to 1.5 sludge ages. Specific fbATP thus appears to predict the onset of bulking events before conventional measurements (filament counts and SSVI) are able to. This equates to 10 to 20 days of early warning. The delays between the specific fbATP peaks and corresponding whitewater accumulator levels and SSVIs may

vary due to the dynamics and combinations of factors that contributed to filamentous bulking. It is to be noted that fbATP is meant to be related to filamentous bulking events and that if factors other than the overgrowth of this type of bacteria have led to poor settling in the secondary clarifier, fbATP may not be able to provide an early warning signal;

- The overflow of the whitewater accumulator created a series of consecutive readily biodegradable COD overloads that generated stress in the AST system;
- Bulking's momentum can be triggered by one main factor, in this case the whitewater overflow, but it is more likely that a series of simultaneous or successive stresses leads to the most important events. In fact, it has been recognized that successive stresses could lead to a bulking event being perceived as sudden, whereas the problem was latent [52]. Power boiler and paper machine shutdowns were mentioned but other factors can be included. For example, there was also great variability in the concentrations of N and P forms that are available for growth in the aeration basin. N and P dynamics could lead to temporary or spatial limitations, ultimately affecting settleability. In fact, drops in ortho-phosphate concentrations in the aeration basin correlated well with higher specific fbATP values when time-shifted by 1.0 to 1.5 sludge ages. Variability in nutrient concentrations may be related to the fact that variations in BOD loads fed to secondary treatment induced short-term changes in F/M and thus transient nitrogen and phosphorus deficiencies, allowing other opportunistic types of filaments to settle in. Dealing with so many potential sources that can instigate bulking further highlights the importance of having a gross alarm system that can indicate its early onset, allowing operators to identify the situation prior to locating its source and mitigating its impacts and/or future occurrence;
- A delay is also observed between specific fbATP and filament count events. Experiments conducted by Beccari et al. (1998) showed that storage (preferentially by filaments) was the main removal mechanism when a mixed culture dominated by filamentous bacteria is presented with conditions that change from an absence to an excess of readily biodegradable substrate. The authors concluded that the selection of the dominant filamentous bacteria in the bulking sludge could be tied to their high storage response [14]. That same internal storage phase was reported by Pernelle et al. (1998) for *Thiothrix sp.* and a lag of several days was observed between each substrate overload and the bloom

in filamentous growth [15]. A storage response can also be considered to be faster than the growth response depending on the operating conditions [53]. The peaks of specific fbATP might be an indication of a resting state during which readily biodegradable COD is stored and ATP is produced and accumulated [31-32]. Once the substrate has been stored, a corresponding growth response can be observed by looking at the filament count signal. It seemed that when specific fbATP reached a local maximum and began to decrease, the filament count started to increase. This may be due to the fact that filamentous bacteria had started to use the stored substrate and needed energy (in the form of ATP) for growth;

- As shown in Figure 2, there was a short delay after an overflow before the effects could be measured on the primary effluent BOD load, but it is not obvious for all overflows. These changes in loading were later sometimes followed by an increased activity in the aeration basin, as seen by rises in SOUR. As mentioned earlier, the surges of readily biodegradable COD helped promote the growth of certain types of filaments in the aeration basin, and the increases in oxygen consumption in the aeration basin were followed by corresponding drops in aeration basin DO to which operators responded by increasing the blower airflow. These drops in DO in the aeration basin may have participated in helping *Thiothrix sp.* and *H. hydrossis* (or other filament types) thrive or at least maintain a high filament content in the mixed liquor. In particular, *H. hydrossis* and *Thiothrix sp*. were reported to be greatly favoured by the combination of readily biodegradable COD and the accumulation of moderate oxygen deficiencies [15,54];
- SOUR events were not thoroughly included in the above analysis of bulking events because SOUR only offers limited information about the gross metabolic activity of activated sludge, which variations may not be specifically related to filamentous bulking. Because the SOUR is directly related to the MLSS concentration, operational changes that influence the latter will have an effect on SOUR, whether those changes are in response or not to the proliferation of filaments;
- The bulking cycle observed at the mill usually ended when chlorination was performed and/or as DO was increased through airflow adjustments. Finally, the bulking cycle started again when overflow from the whitewater accumulator was discharged to the sewers.

Conclusions

Bulking typically occurs unexpectedly, and bulking frequency may vary seasonally and for many various reasons, complicating the control of activated sludge WWTPs. Because the AST system takes a long time to recover from a bulking event and because bulking typically occurs with a momentum that is difficult to counter, the prediction of the onset of these problems is important in order to be able to react appropriately. In this study, three important bulking peaks or events were characterized and identified using SSVI, filament count and specific fbATP ratio data. The specific fbATP ratio is an emerging measurement technique that monitors the proportion of flocs that have bulking potential by filtering a sample through a 250 μm mesh and measuring the ATP in the retentate.

It was observed that the storage of readily biodegradable COD by filamentous bacteria is the main mechanism under which bulking is likely triggered at the studied mill. For the first time, fbATP was used to show the storage response of filamentous bacteria to an excess of readily biodegradable substrate (feast conditions), an observed mechanism that is consistent with the referenced work in this paper. Because of this link between specific fbATP and this storage response, specific fbATP was shown to possess great potential to provide an early warning for filamentous bulking caused by high readily biodegradable COD concentrations. It is to be noted that because experiments have only been conducted at the studied mill so far, the results presented in this paper cannot be extrapolated to other causes of bulking. The methodology applied in this paper may be the same if applied at other mills but the interpretation of results may differ.

It was observed that moving from the conventional SSVI measurement to fbATP that the sensitivity of the signals increased, implying that non conventional sludge settleability and compressibility parameters are more suitable for bulking control. Although daily microscopic observations and filament counts give valuable information with regards to the changes in microbial populations in the activated sludge, the data collection and analysis is very time-consuming. The use of ATP-related monitoring tools allowed the rapid prediction of the onset of bulking conditions at a reasonable cost and effort. Early warning signs with specific fbATP were obtained 1.0 to 1.5 sludge ages before problems translated themselves into poor settling.

Acknowledgements

The authors acknowledge the financial support of the National Sciences and Engineering Council of Canada (NSERC) and Kemira Chemicals Canada Inc. as well as the participation of AbitibiBowater Inc. and LuminUltra Technologies Ltd.

References

[1] A. Elliott, *A survey of sludge bulking and its control in the Canadian pulp and paper industry*, Pulp Paper Can. 103 (2002), pp. 43-47.

[2] J. Bergeron and C. Pelletier, *Occurrence and significance of filamentous bacteria in pulp and paper activated sludge systems*, Water Sci. Tech. 50 (2004), pp. 39-48.

[3] P. Hynninen and L.C Ingman, *Improved control makes activated sludge treatment more viable*, Pulp & Paper 72 (1998), pp. 63-65.

[4] M. Majone, P. Massanisso and R. Ramadori, *Comparison of carbon storage under aerobic and anoxic conditions*, Water Sci. Tech. 38 (1998), pp. 77-84.

[5] J. Chudoba, P. Grau and V. Ottova, *Control of activated sludge filamentous bulking - II. Selection of microorganisms by means of a selector*, Water Res. 7 (1973), pp. 1389-1406.

[6] M. Majone, P. Massanisso, A. Carucci, K. Lindrea and V. Tandoi, *Influence of storage on kinetic selection to control aerobic filamentous bulking*, Water Sci. Tech. 5-6 (1996), pp. 223-232.

[7] M.C.M. van Loosdrecht, M.A. Pot and J.J. Heijnen, *Importance of bacterial storage polymers in bioprocesses*, Water Sci. Tech. 35 (1997), pp. 41-47.

[8] C. Krishna and M.C.M. van Loosdrecht, *Effect of temperature on storage polymers and settleability of activated sludge*, Water Res. 33 (1999), pp. 2374-2382.

[9] I.C. Lou and F.L. De Los Reyes III, *Integrating decay, storage, kinetic selection, and filamentous backbone factors in a bacterial competition model*, Water Environ. Res. 77 (2005), pp. 287-296.

[10] M. Majone, M. Beccari, D. Dionisi, C. Levantesi, R. Ramadori and V. Tandoi, *Effect of periodic feeding on substrate uptake and storage rates by a pure culture of Thiothrix (CT3 strain)*, Water Res. 41 (2007), pp. 177-187.

[11] A.S. Çiggin, O. Karahan and D. Orhon, *Effect of feeding pattern on biochemical storage by activated sludge under anoxic conditions*, Water Res. 41 (2007), pp. 924-934.

[12] P. Grau, J. Chudoba, M. Dohanyos, B. Chambers and E.J. Tomlinson, *Theory and practice of accumulation - Regeneration approach to the control of activated sludge filamentous bulking*, in *Bulking of activated sludge: preventative and remedial methods*, B. Chambers and E.J. Tomlinson, eds., Ellis Horwood Limited, Chichester, UK, 1982, pp. 112-122.

[13] D. Dionisi, C. Levantesi, V. Renzi, V. Tandoi and M. Majone, *PHA storage from several substrates by different morphological types in an anoxic/aerobic SBR*, Water Sci. Tech. 46 (2002), pp. 337-344.

[14] M. Beccari, M. Majone, P. Massanisso and R. Ramadori, *Bulking sludge with high storage response selected under intermittent feeding*, Water Res. 32 (1998), pp. 3403-3413.

[15] J.-J. Pernelle, E. Cotteux and P. Duchene, *Effectiveness of oligonucleotide probes targeted against Thiothrix nivea and type 021N 16S rRNA for in situ identification and population monitoring in activated sludges*, Water Sci. and Tech. 37 (1998), pp. 431-440.

[16] A.M.P. Martins, J.J Heijnen and M.C.M. van Loosdrecht, *Bulking sludge in biological nutrient removal systems*. Biotech. Bioeng. 86 (2004), pp. 125-135.

[17] V. Agridiotis, C.F. Forster and C. Carliell-Marquet, *Addition of Al and Fe salts during treatment of paper mill effluents to improve activated sludge settlement characteristics*, Bioresource Tech. 98 (2007), pp. 2926-2934.

[18] C. Pelletier, M.A. Fitzsimmons, S. Deschenes and M.G. Paice, *Impact of septic compounds and operational conditions on the microbiology of an activated sludge system*, Water Sci. Tech. 55 (2007), pp.135-142.

[19] M.G. Richard, *Recent changes in the prevalence and causes of bulking filamentous bacteria in pulp and papermill activated sludge systems*, TAPPI Environmental Conference & Exhibition Proceedings, Minneapolis, USA, 1997.

[20] D.H. Eikelboom and B. Geurkink, *Filamentous micro-organisms observed in industrial activated sludge plants*, Water Sci. Tech. 46 (2002), pp.535-542.

[21] G. Thompson, J. Swain, M. Kay and C.F. Forster, *The treatment of pulp and paper mill effluent: A review*, Bioresource Tech. 77 (2001), pp.275-286.

[22] D. Parker, R. Appleton, J. Bratby and H. Melcer, *Bulking control has blossomed: how well is your selector doing?*, Water Environ. & Tech. 16 (2004), pp. 53-56.

[23] D. Jenkins, M.G. Richard and G.T. Daigger, *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming*, Lewis Publishers, Boca Raton, USA 2004.

[24] F. Archibald and F. Young, *Common stresses affecting activated sludge health and performance - What the four-assay set can tell us*, Water Sci. Tech. 50 (2004), pp. 49-55.

[25] F. Archibald, M. Methot, F. Young and M.G. Paice, *A simple system to rapidly monitor activated sludge health and performance*, Water Res. 35 (2001), pp. 2543-2553.

[26] C.L. Weddle and D. Jenkins, *The viability and activity of activated sludge*, Water Res. 5 (1971), pp. 621-640.

[27] P.A Whalen, P.J. Whalen and D.R. Tracey, *Cellular ATP – A superior measure of active biomass for biological wastewater treatment processes*, WEFTEC Conference, Dallas, USA, 2006.

[28] S.Y. Chiu, I.C Kao, L.E. Erickson and L.T. Fan, *ATP pools in activated sludge*, J. Water Pollution Control Federation 45 (1973), pp.1746-1758.

[29] I.C. Kao, S.Y. Chiu, L.T. Fan, L.E. Erickson, *ATP pools in pure and mixed cultures*, J. Water Pollution Control Federation 45 (1973), pp.926-931.

[30] P.C. Jr. Roe and S.K. Bhagat, *Adenosine triphosphate as a control parameter for activated sludge processes*, J. Water Pollution Control Federation 54 (1982), pp.244-254.

[31] R.C Bohinski, *Modern concepts in biochemistry*, Allyn and Bacon, Boston, USA, 1973.

[32] M.L. Wos, *Methods for understanding bacterial metabolic activity in activated sludge*, Ph.D. diss., Griffith University, 2005.

[33] M.A. van Aalst-van Leeuwen, M. A. Pot, M.C.M. van Loosdrecht and J.J. Heijnen, *Kinetic modeling of poly(β-hydroxybutyrate) production and consumption by Paracoccus pantotrophus under dynamic substrate supply*, Biotech. Bioeng. 55(1997), pp. 773-782.

[34] P.E. Jorgensen, T. Eriksen and B.K. Jensen, *Estimation of viable biomass in wastewater and activated sludge by determination of ATP, oxygen utilization rate and FDA hydrolysis*, Water Res. 26 (1992), pp. 1495-1501.

[35] Y. Le Bihan, P. Lessard and M.C. Savoie, *Étude préliminaire sur l'utilisation d'essais biochimiques pour le suivi opérationnel d'une unité de biofiltration*, Water Quality Res. J. Can. 31 (1996), pp. 241-263. (in French)

[36] F. Kucnerowicz and W. Verstraete, *Direct measurement of microbial ATP in activated sludge samples*, J. Chem. Tech. Biotech. 29 (1979), pp. 707-712.

[37] A.R. Clarke and C.F. Forster, *Significance of ATP in the settlement of activated sludge*, J. Chem. Tech. Biotech., Biotech. 2 (1983), pp. 127-135.

[38] D.E. Hughes and D.A. Stafford, *The microbiology of the activated sludge process*, CRC Crit. Rev. Environ. Control 6 (1976), pp. 233-257.

[39] I.Y. Smets, E.N. Banadda, J. Deurinck, N. Renders, R. Jenne and J.F. van Impe, *Dynamic modeling of filamentous bulking in lab-scale activated sludge processes*, J. Process Control 16 (2006), pp. 313-319.

[40] W.J. Ng, S.L. Ong and F. Hossain, *Dynamic modeling of filamentous bulking in lab-scale activated sludge processes*, Environ. Modelling and Software 15 (2000), pp. 199-210.

[41] L. Belanche, L., J.J. Valdes, J. Comas, I.R. Roda and M. Poch, *Prediction of the bulking phenomenon in wastewater treatment plants*, Artificial Intelligence in Eng. 14 (2000), pp. 307-317.

[42] LuminUltra Technologies Ltd., *QG21-Wastewater Quick-Reference Guide* (2008). Available at http://www.luminultra.com.

[43] LuminUltra Technologies Ltd., *fbATP Quick-Reference Guide* (2008). Available at http://www.luminultra.com.

[44] P.A Pitt and D. Jenkins, *Causes and control of Nocardia in activated sludge*, Res. J. Water Pollution Control Federation 62 (1990), pp. 143-150.

[45] M.J.D. White, *Settling of activated sludge*, WRC Technical Report, TR 11, Water Research Centre, Medmenham, UK, 1975.

[46] F. Morgan-Sagastume and D.G. Allen, *Effects of temperature transient conditions on aerobic biological treatment of wastewater*, Water Res. 37 (2003), pp. 3590-3601.

[47] D.H. Eikelboom, *Process control of activated sludge plants by microscopic investigation*, IWA Publishing, London, UK, 2000.

[48] M.G. Richard, *Activated sludge microbiology problems and their control*, 20th Annual USEPA National Operator Trainers Conference, Buffalo, USA, 2003.

[49] C.E. Scruggs and C.W. Randall, *Evaluation of filamentous microorganism growth factors in an industrial wastewater activated sludge system*, Water Sci. Tech. 37 (1998), pp. 263-270.

[50] M.C. Tomei, C. Levantesi, S. Rossetti and V. Tandoi, *Microbiological characterisation of pure cultures and its relevance to modelling and control of bulking phenomena*, Water Sci. Tech. 39 (1999), pp. 21-29.

[51] G. Gaval, P. Duchene and J.-J. Pernelle, *Filamentous bacterial population dominance in activated sludges subject to stresses*, Water Sci. Tech. 46 (2002), pp. 49-53.

[52] G. Gaval and J.-J. Pernelle, *Impact of the repetition of oxygen deficiencies on the filamentous bacteria proliferation in activated sludge*, Water Res. 37 (2003), pp. 1991-2000.

[53] G.T Daigger and C.P.L. Grady Jr, *The dynamics of microbial growth on soluble substrates: a unifying theory*, Water Res. 16 (1982), pp. 365-382.

[54] J.-J. Pernelle, G. Gaval, E. Cotteux and P. Duchene, *Influence of transient substrate overloads on the proliferation of filamentous bacterial populations in an activated sludge pilot plant*, Water Res. 35 (2001), pp. 129-134.

ANNEXE 3 – ARTICLE 3: MODELLING THERMOMECHANICAL PULP AND PAPER ACTIVATED SLUDGE TREATMENT PLANTS TO GAIN INSIGHT ON THE CAUSES OF BULKING

Jean-Martin Brault[1], Yves Comeau[2], Michel Perrier[1], Paul Stuart[3]

[1]NSERC Environmental Design Engineering Chair, Department of Chemical Engineering, Ecole Polytechnique of Montreal, Montreal, Quebec, Canada

[2]Department of Civil, Geological and Mining Engineering, Ecole Polytechnique of Montreal, Montreal, Quebec, Canada

[3]NSERC Environmental Design Engineering Chair, Department of Chemical Engineering, Ecole Polytechnique of Montreal, Pavillon André Aisenstadt, 2920 Chemin de la Tour, Montreal, Quebec, Canada, H3T 1J7; e-mail: paul.stuart@polymtl.ca

ABSTRACT

The Activated Sludge Model No 1 was chosen as the basis for model development and was modified to take account the specific characteristics of pulp and paper effluents. The model was incorporated into the GPS-X simulation environment to study operating deficiencies and nutrient transformations, particularly in relation with bulking. The results show that the process of ammonification is not significant at the studied mill and that the process of phosphatification (transformation of soluble organic phosphorus into ortho-phosphates) seems to be related to settling problems, as indicated by the sludge volume index. The phosphatification rate and the standard oxygen transfer efficiency were found to decrease as the system entered a bulking state. Understanding the behaviour of pulp and paper activated sludge can be improved by the incorporation of industry-specific processes and components into comprehensive models. These models can then be used to gain insight on the causes of bulking.

KEYWORDS: sludge bulking, pulp and paper, ASM1, activated sludge, thermomechanical pulping

INTRODUCTION

A number of models for activated sludge treatment (AST) processes have been developed in the last decades, among which the models prepared by Task Groups of the International Water Association (IWA) are still considered to be the state of the art. These models have primarily been adapted to municipal wastewater treatment and despite the existence of a number of studies on the application of these standard models to the pulp and paper (P&P) industry (Horan and Chen, 1998; Bolmstedt, 2000; Lindblom et al., 2004; Barañao and Hall, 2004), the simulation of P&P wastewater treatment is still at an early stage of development.

P&P industry wastewater treatment systems are similar in some respects to municipal systems, however there are several differences related to the nature of the wastewater that require modifications to the standard models as well as a specific calibration. The P&P industry has to deal with production-related variability (changes in paper grades or products to meet customer demands, for example) as well as seasonal feedstock variations, with important consequences on the variability of the wastewater flow, concentrations and characteristics. As opposed to municipal wastewater treatment where variability follows a diurnal pattern, variability in effluent flow rate and quality in the P&P industry is therefore related to upstream processes and driven by the production of pulp and paper. This variability explains why wastewater characteristics, sludge kinetics and treatment processes are very site-specific in the Canadian P&P industry.

P&P effluents are often nitrogen- (N) and phosphorus- (P) deficient and additional nutrient dosing is therefore needed. The nutrient content of sludge is not constant and varies with the availability of soluble excess N and P. Typical N and P addition to treated biochemical oxygen demand (BOD) ratios in the P&P industry are quite variable, from 2.1 to 8.3 kgN/100 kgBOD and 0.2 to 1.6 kgP/100 kgBOD, respectively (Gill and Ross, 1990; Möbius, 1991; Frei and Stuart, 1998). This reflects the fact that nutrient dosage is often not appropriate. Urea and phosphoric acid are commonly used as nutrient supplements, as well as ammonium polyphosphate. High temperatures and long sludge retention times can contribute to cell lysis and thus nutrient recycling through endogenous decay. P&P aerated basin temperatures can be as high as 40ºC, with a typical average of 30 to 35ºC. The average maximum temperature into secondary treatment for all types of mills was found to be 39ºC in a 1998 P&P industry AST survey (Frei and Stuart, 1998).

The model most typically used as a basis to describe the activated sludge processes in this industry is the Activated Sludge Model No. 1 (ASM1) (Henze et al., 1987). In one P&P study, ASM1 was found to be a valuable tool to provide recommendations for the optimization of plant operation under steady-state conditions (Horan and Chen, 1998). The model was not modified and was used to simulate optimization strategies to improve operation in terms of effluent chemical oxygen demand (COD) and oxygen requirements. Other studies used ASM1 for P&P wastewater treatment, modifying the basic processes to take into account some specific characteristics of the P&P industry. For example, a N limitation to heterotrophic growth was introduced and a soluble slowly biodegradable substance was added to reflect the complex nature of P&P wastewaters, at a thermomechanical pulp (TMP) and deinked pulp (DIP) mill (Bolmstedt, 2000). This modified ASM1 achieved good effluent COD predictions but failed to predict the total suspended solids (TSS) and N as accurately. With data from the same mill, another study looked at incorporating P components and transformations as well as the influence of higher organisms, such as protozoa, into ASM1 (Lindblom et al., 2004). The model was validated for steady-state conditions and further dynamic simulations demonstrated the influence of protozoa, sludge retention time and P uptake on process nutrient requirements and performance.

Other models were also used to describe the activated sludge processes, among which the Activated Sludge Model No. 3 (ASM3) (Gujer et al., 1999) provided good predictions for chemi-thermomechanical pulp (CTMP) effluent (Barañao and Hall, 2004). The authors reported that the high content of readily biodegradable substrates was an important factor in making ASM3 suitable for modelling the effluent of this plant. Finally, a simpler model for P&P AST processes was described which only included sorption of substrate into stored biomass followed by subsequent growth of active biomass as well as its decay (NCASI, 1987). Growth was limited by stored biomass, oxygen and a general nutrient term, the nature of which can be specified by the user depending on the objective of the study.

In addition to the available activated sludge models, an oxygen transfer model and a sedimentation model are needed to describe an actual wastewater treatment plant. A number of clarifier models are available but they were not specifically developed to describe the changes in sludge settling properties. Work has been done to model the competition between filamentous and flocculating bacteria which is primarily based on differences in growth rate under specific growth conditions (Kappeler and Gujer, 1994; Takacs and Fleit, 1995; Lou and De Los Reyes III,

2005), but it is still difficult to accurately assess the occurrence and consequences of filamentous sludge bulking. To further complicate a plant's capacity to deal with bulking, the simultaneous involvement of 2 to 4 filamentous species in bulking is not uncommon in industrial sludges, whereas bulking of municipal activated sludge can usually be attributed to the proliferation of only 1 or 2 filamentous species (Eikelboom and Geurkink, 2002).

The objectives of this paper were to develop a mechanistic model which would reflect the specific characteristics of P&P effluent AST systems and use this model to gain insight into the causes of filamentous bulking at an integrated TMP mill. This insight may later be used for process troubleshooting.

METHODOLOGY

The P&P mill selected for this study is an integrated TMP mill producing approximately 350,000 tons of newsprint per year and is located in Eastern Canada. The mill uses mainly spruce and fir chips for pulping. The AST process is used to treat the effluents from the TMP unit, the whitewater accumulator, paper machines and the thermal power plant and treats an average of 26,000 m^3/d of wastewater at an average primary effluent BOD load of 20 tons per day. After primary settling and pH adjustment, the effluent from the mill is pumped to an unaerated contact basin followed by a well-mixed aeration basin which uses jet aerators to provide the bacteria with sufficient oxygen. The average temperature in the aeration basin is 32ºC and N and P are added at the influent of the contact basin in the forms of urea and ammonium polyphosphates. Nutrient dosage is based on the primary effluent flow with a correction based on the ammonia N and ortho-phosphate residuals. Filtrates from the sludge dewatering units are recycled back to the influent of the primary clarifier. The mill's activated sludge system has consistently experienced filamentous bulking problems over the last few years. This AST process is particularly prone to poor settling during the colder months of the year.

Design and operational data (dimensions, flow rates, aeration) were collected for all process units at the selected mill as well as COD, BOD and TSS concentrations at various locations, for a period of one year. Daily ammonia N and ortho-phosphates measurements in the final effluent were supplemented with weekly N and P sludge characterization analyses. Ammonia N, nitrate N, total Kjeldahl N (TKN) as well as ortho-phosphates and total P analyses were performed on

the mixed liquor. All the above-mentioned analyses were conducted according to the *Standard methods for the examination of water and wastewater* procedures (American Public Health Association et al., 2005). When available, two basic adenosine triphosphate (ATP) measurements were also used to estimate the proportion of active biomass in the aeration basin inventory, termed the Active Biomass Ratio or ABR^{TM} (Whalen et al., 2006). This ratio was then used to validate the proportion of heterotrophic biomass in the aeration basin calculated by the simulator. ATP was measured with high specificity by the firefly luciferase assay using reagents designed and optimized for wastewater treatment applications – LumiKem® technology, manufactured by LuminUltra Technologies and available through Kemira Pulp and Paper (LuminUltra Technologies, 2009; Kemira, 2009). The Hach BODTrak^{TM} respirometer (Hach, 2006) was used for the determination of the influent biodegradable COD, the sum of the readily and slowly biodegradable organic substrates. Tests were done for two consecutive 10-day runs, thus equating to a measure of BOD_{20}.

After all aforementioned information was gathered to model the activated sludge processes, five pseudo-steady states were selected to reflect different sludge settling conditions. These states were chosen by analysing the signals of the primary effluent flow rate, the primary effluent BOD load, the aeration basin dissolved oxygen (DO) concentration, the sludge volume index (SVI), the waste activated sludge (WAS) flow rate and the final effluent TSS concentration. The 50th and 95th percentile cumulative frequencies were used to inform on the average and peak performance conditions and the ratio of the 95th to 50th percentile was used as an indication of process stability. All pseudo-steady states lasted at least 2 weeks. These pseudo-steady states generated five different data sets that were incorporated into Hydromantis' GPS-X simulation environment (Hydromantis, 2006). The pseudo-steady states are described in Table 1. ASM1 was chosen as the basis to model the activated sludge processes of the TMP mill and the details of its structure, processes and variables are presented in the next section along with the simulation results. A one-dimensional sedimentation model using the double exponential settling function described by Takacs et al. (1991) was used whereas the oxygen transfer model adopted is the one proposed by GPS-X Version 5.0.2.

Table 1. Characterization of the five chosen pseudo-steady states

Parameter	**Pseudo-steady state**				
[# – duration (d)]	[1 – 22]	[2 – 25]	[3 – 27]	[4 – 17]	[5 – 14]
1° eff. flow (m^3/d)	27,030	25,340	24,780	27,400	25,545
1° inf. TSS (mg/L)	820	860	1,155	1,205	1,015
1° eff. TSS (mg/L)	95	80	165	100	115
1° inf. BOD_5 (mg/L)	800	790	900	870	865
1° eff. BOD_5 (mg/L)	730	720	820	790	785
1° eff. BOD_5 (kg/d)	19,730	18,245	20,320	21,645	20,050
1° inf. COD (mg/L)	2,165	2,175	2,245	2,250	2,075
1° eff. COD (mg/L)	3,330	3,350	3,450	3,080	3,145
N/BOD (kgN/100kgBOD_5)	4.10	4.60	4.45	4.75	4.90
P/BOD (kgP/100kgBOD_5)	0.55	0.50	0.55	0.90	1.10
MLSS (mg/L)	2,645	2,400	2,735	2,515	1,885
DO (mg/L)	3.15	3.90	3.95	2.85	3.40
SVI (mL/g)	170	315	355	455	480
RAS flow (m^3/d)	14,275	22,650	19,005	22,350	21,790
WAS flow (m^3/d)	820	1,075	1,185	2,235	1,225
Final eff. TSS (mg/L)	26.0	10.5	22.5	16.5	21.5
Final eff. BOD_5 (mg/L)	6.5	4.0	7.5	6.5	8.5
Final eff. COD (mg/L)	135	125	90	100	115
Ammonia N residual (mg/L)	0.15	0.55	0.70	0.20	0.10
Ortho-phosp. residual (mg/L)	2.50	1.50	1.50	1.25	2.00

RESULTS AND DISCUSSION

Model structure, processes and components

In this study, ASM1 was selected as the basis for a model suitable for P&P effluent. ASM1 originally consists of 13 components and 8 processes taking place in the activated sludge process (Henze et al., 1987) and many of these basic processes can be readily applied to the development of P&P AST models. Five of these processes were indeed included in the adaptation to ASM1, henceforth ASMP, with some modifications and reductions. The resulting ASMP model consists of 13 components and 7 processes, as shown in Tables 2a and 2b, in the form of a matrix (Henze

et al., 1987). The notation used in this paper differs slightly from ASM1's and is based on the notation presented in Henze et al. (2008). The symbols are defined in Tables 2a and 1b where the stoichiometric and kinetic parameters involved in the activated sludge processes are described. The values of the model parameters for ASMP were determined in the process of model calibration and are presented later in this section.

The following modifications were applied:

- *Negligible anoxic processes*: completely aerobic conditions are assumed in the completely mixed aeration basin. The average DO concentration in the aeration basin is maintained between 2 and 4 mgO_2/L so that all anoxic and anaerobic reactions can be neglected, including denitrification. Sludge accumulation in the basin resulting in the creation of anoxic zones was also investigated and was found to be non existent;
- *Nutrient deficiency*: N and P limitations can often be linked to operational problems and maintaining treatment performance for nutrient limited wastewaters is closely linked to their addition and the transformations they undergo in the AST system. To accurately model their impact on treatment, Monod functions are included in the model to limit the aerobic growth of heterotrophs at low nutrient concentrations, and additional P state variables are proposed;
- *Negligible nitrification and denitrification*: nitrification reactions are not considered, since negligible nitrate or nitrite N was detected in the aeration basin and in the final effluent. This, as well as the reported sensitivity of nitrifiers to a wide range of organic and inorganic compounds (Metcalf and Eddy, 2003), in turn justifies neglecting the importance of autotrophic biomass;
- *Addition of P transformations*: ASM1 does not include P in its reaction processes or variables. In ASMP, the release of ortho-phosphates (S_{PO4}) from an organic fraction (S_{PB}) is introduced as well as the hydrolysis of particulate biodegradable organic P (X_{PB}) into S_{PB}. The former is termed phosphatification (IWA, 2000). These processes were created as an analogy to the N transformations and are thus given similar structure;

Table 2A. Process kinetics and stoichiometry for ASMP

	Component (i) → **↓ Process (j)**	1 S_I	2 S_S	3 X_I	4 X_S	5 X_{OHO}	6 X_E	7 S_{O2}	**Process rate (ρ_j)**
1	Aerobic growth of ordinary heterotrophic organisms		$-\frac{1}{Y_{OHO}}$			1		$-\left(\frac{1-Y_{OHO}}{Y_{OHO}}\right)$	$\mu_{OHO}\left(\frac{S_S}{K_S+S_S}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2}+S_{O2}}\right)\left(\frac{S_{NH4}}{K_{NH4}+S_{NH4}}\right)\left(\frac{S_{PO4}}{K_{PO4}+S_{PO4}}\right)X_{OHO}$
2	Decay of ordinary heterotrophic organisms				$1-f_{XE}$	-1	f_{XE}		$b_{OHO}X_{OHO}$
3	Hydrolysis of entrapped organics		1		-1				$k_h\left(\frac{X_S/X_{OHO}}{K_X+X_S/X_{OHO}}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2}+S_{O2}}\right)X_{OHO}$
4	Ammonification of soluble biodegradable organic nitrogen								$k_a S_{NB} X_{OHO}$
5	Hydrolysis of entrapped organic nitrogen								$k_h\left(\frac{X_S/X_{OHO}}{K_X+X_S/X_{OHO}}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2}+S_{O2}}\right)X_{OHO}\left(\frac{X_{NB}}{X_S}\right)$
6	Phosphatification of soluble biodegradable organic phosphorus								$k_p S_{PB} X_{OHO}$
7	Hydrolysis of entrapped organic phosphorus								$k_h\left(\frac{X_S/X_{OHO}}{K_X+X_S/X_{OHO}}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2}+S_{O2}}\right)X_{OHO}\left(\frac{X_{PB}}{X_S}\right)$
Stoechiometric parameters -Heterotrophic yield: Y_{OHO} -Fraction of biomass yielding particulate products: f_{XE}		Soluble inert organic matter [mgCOD/L]	Readily biodegradable organic matter [mgCOD/L]	Particulate inert organic matter [mgCOD/L]	Slowly biodegradable organic matter [mgCOD/L]	Ordinary heterotrophic organisms [mgCOD/L]	Particulate inert endogenous organic matter [mgCOD/L]	Oxygen [mgO_2/L]	**Kinetic parameters:** -Heterotrophic growth and decay: μ_{OHO}, K_S, K_{O2}, K_{NH4}, K_{PO4}, b_{OHO} -Ammonification: k_a -Phosphatification: k_p -Hydrolysis: k_h, K_X

Table 2B. Process kinetics and stoichiometry for ASMP

	Component (i) → **↓ Process (j)**	8 S_{NH4}	9 S_{NB}	10 X_{NB}	11 S_{PO4}	12 S_{PB}	13 X_{PB}	**Process rate (ρ_j)**
1	Aerobic growth of ordinary heterotrophic organisms	-inxb			-ipxb			$\mu_{OHO}\left(\frac{S_S}{K_S+S_S}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2}+S_{O2}}\right)\left(\frac{S_{NH4}}{K_{NH4}+S_{NH4}}\right)\left(\frac{S_{PO4}}{K_{PO4}+S_{PO4}}\right)X_{OHO}$
2	Decay of ordinary heterotrophic organisms			inxb - f_{XE} · inxe			ipxb - f_{XE} · ipxe	$b_{OHO}X_{OHO}$
3	Hydrolysis of entrapped organics							$k_h\left(\frac{X_S/X_{OHO}}{K_X+X_S/X_{OHO}}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2}+S_{O2}}\right)X_{OHO}$
4	Ammonification of soluble biodegradable organic nitrogen	1	-1					$k_a S_{NB} X_{OHO}$
5	Hydrolysis of entrapped organic nitrogen		1	-1				$k_h\left(\frac{X_S/X_{OHO}}{K_X+X_S/X_{OHO}}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2}+S_{O2}}\right)X_{OHO}\left(\frac{X_{NB}}{X_S}\right)$
6	Phosphatification of soluble biodegradable organic phosphorus				1	-1		$k_p S_{PB} X_{OHO}$
7	Hydrolysis of entrapped organic phosphorus					1	-1	$k_h\left(\frac{X_S/X_{OHO}}{K_X+X_S/X_{OHO}}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2}+S_{O2}}\right)X_{OHO}\left(\frac{X_{PB}}{X_S}\right)$
Stoechiometric parameters: -Fraction of biomass yielding particulate products: f_{XE} -gN/gCOD in biomass: inxb -gP/gCOD in biomass: ipxb -gN/gCOD in inert endogenous organic matter: inxe -gP/gCOD in inert endogenous organic matter: ipxe		Total ammonia [mgN/L]	Soluble biodegradable organic nitrogen [mgN/L]	Particulate biodegradable organic nitrogen [mgN/L]	Inorganic soluble phosphorus [mgP/L]	Soluble biodegradable organic phosphorus [mgP/L]	Particulate biodegradable organic phosphorus [mgP/L]	**Kinetic parameters:** -Heterotrophic growth and decay: μ_{OHO}, K_S, K_{O2}, K_{NH4}, K_{PO4}, b_{OHO} -Ammonification: k_a -Phosphatification: k_p -Hydrolysis: k_h, K_X

- *Temperature effects*: the ASM1 model was developed based on experience in the temperature range of 8 to 23ºC. Aeration basin temperature at the selected mill ranged from 30 to 35ºC and kinetic parameters are thus corrected according to an apparent Arrhenius relationship;
- *Negligible effect of alkalinity*: due to near-neutrality pH conditions, alkalinity is assumed to have a negligible impact on the activated sludge processes and was thus deleted from the process matrix.

Wastewater characterization

Fractionation of primary influent organic material was performed in terms of COD using guidelines for wastewater characterization that were simple to implement in routine analysis programs (Roeleveld and van Loosdrecht, 2002). The fractions presented in Table 3 are average values derived from bi-monthly analyses over the course of 4 months, with standard deviations. The secondary influent values found in Table 3 were calculated by the GPS-X simulator, but some wastewater characterization analyses were done to confirm the secondary influent S_S and the S_I values.

Table 3. Primary and secondary influent COD fractions for this study

COD fraction	Primary influent	Secondary influent
S_I	0.020 ± 0.005	0.030 ± 0.002
S_S	0.45 ± 0.05	0.73 ± 0.05
X_I	0.37 ± 0.10	0.17 ± 0.03
X_S	0.16 ± 0.03	0.07 ± 0.01

Nutrient fractions: after examining the chemical structures of TMP effluent compounds, the N and P contents of soluble COD fractions as well as of slowly biodegradable organic substrate were assumed to be negligible. It was assumed that N and P associated with the particulate inert organic matter either come from upstream chemicals used for pulp and papermaking, from lignin or are forms that are not available to biomass and were adsorbed onto the inert material. Default GPS-X values for N and P contents of particulate inert endogenous products were used and the remaining measured nutrients were assumed to form their respective inert fractions, as shown in

Table 4. It is to be noted that GPS-X assumes that the P contents of particulate inert endogenous products and biomass take the same value and so the same assumption was taken into account in this work. The N and P contents of biomass were calculated using the following chemical formula: $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$ (Metcalf and Eddy, 2003).

Table 4. Nutrient fractions used in ASMP (nomenclature adapted from GPS-X)

Symbol	Name	Value
Nitrogen		
inxi	N content of particulate inert organic matter [gN/gCOD]	0.053
inxe	N content of particulate inert endogenous products [gN/gCOD]	0.060
inxb	N content of biomass [gN/gCOD]	0.085
Phosphorus		
ipxi	P content of particulate inert organic matter [gP/gCOD]	0.009
ipxe	P content of particulate inert endogenous products [gP/gCOD]	0.015
ipxb	P content of biomass [gP/gCOD]	0.015

Calibration

No specific experiments were designed to evaluate the kinetic and stoichiometric parameters of ASMP. Prior to calibrating ASMP with different pseudo-steady states, a sensitivity analysis was performed on these parameters with only one of the selected pseudo-steady states. A reference simulation was performed with default values (see Table 5) to establish the basis to which the results of the analysis would be compared. All model parameters were changed one at a time during simulations by multiplying their model default value by 0.5 to 2.0, while the others were kept constant. This procedure used was inspired by the approach reported in Kim et al. (2006). The results of the sensitivity analysis are shown in Figures 1 and 2. Parameters that had no effect on the composite and state variables were not retained in Figure 1. The effect of the parameter variations on effluent COD was similar to the effect of effluent BOD and is thus not shown. Figure 2 shows the effect of k_a and k_p variations on nutrient residuals after μ_{OHO}, b_{OHO}, Y_{OHO} and K_{PO4} had been adjusted to the values used for the simulations (see Table 5).

The most sensitive parameters were found to be:

- The ordinary heterotrophic organisms growth rate, μ_{OHO};
- The ordinary heterotrophic organisms decay rate, b_{OHO};
- The heterotrophic yield, Y_{OHO};

- The half-saturation coefficient for inorganic soluble P, K_{PO4};
- The ammonification rate, k_a;
- The phosphatification rate, k_p;
- The fraction of biomass leading to particulate inert endogenous products, f_{XE};
- The secondary clarifier hindered zone settling parameter from the double-exponential settling function, r_{hin} (Takacs et al., 1991); and
- The standard oxygen transfer efficiency in the aeration basin, SOTE. The correlation used in GPS-X to calculate the SOTE for jet aerators is dependent upon airflow per diffuser and diffuser submergence.

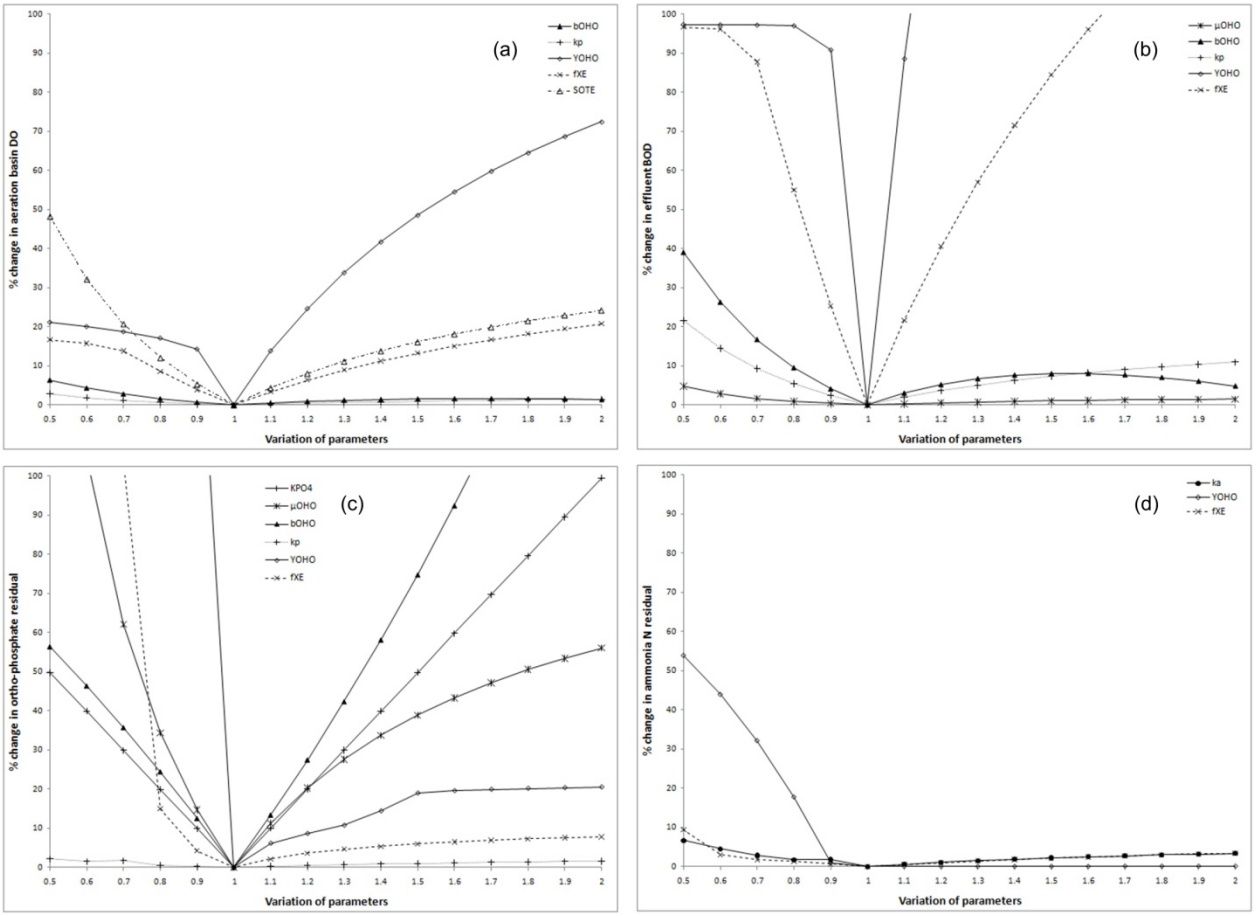

Figure 1. Sensitivity analysis for ASMP model parameters with reference simulation: (a) effect of variations on aeration basin DO; (b) effect of variations on effluent BOD; (c) effect of variations on the ortho-phosphate residual; (d) effect of variations on the ammonia N residual

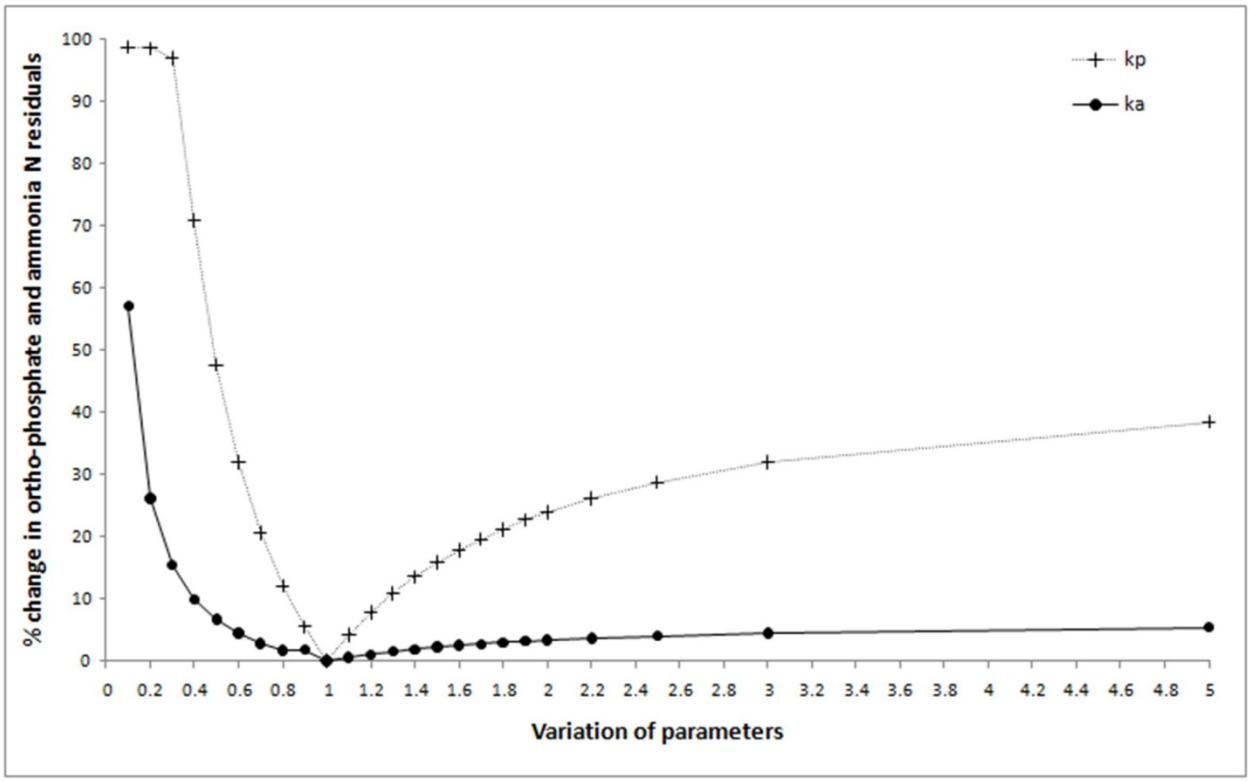

Figure 2. Effect of k_a and k_p variations on the ammonia N and orthophosphate residuals, respectively (with adjusted μ_{OHO}, b_{OHO}, Y_{OHO} and K_{PO4})

For each pseudo-steady state, these sensitive parameters were calibrated in order to obtain the best fit for BOD and COD removal across treatment, heterotrophic biomass in the aeration basin and effluent ammonia N and ortho-phosphate residuals. The performance of the model is illustrated in Figure 3. It is to be noted that for the first two pseudo-steady states, no measured data was available on X_{OHO}. For all other model parameters, except the nutrient fractions described above, default values proposed by ASM1 and GPS-X were used. The effect of temperature on substrate utilization and microbial growth was taken into account using a typical temperature coefficient of 1.04 in the apparent Arrhenius relationship shown below for kinetic parameters that were not already temperature-adjusted in the GPS-X environment (Metcalf and Eddy, 2003).

$$\frac{k_2}{k_1} = \theta^{(T_2 - T_1)} \qquad (1)$$

Where:

k_2 = value of kinetic parameter at temperature T_2 (1/d, m^3/gCOD.d, etc...);

k_1 = value of kinetic parameter at temperature T_1 (1/d, m^3/gCOD.d, etc...);

T = temperature, °C.

It was found that general values for μ_{OHO}, b_{OHO}, Y_{OHO}, K_{PO4} and f_{XE} could be adopted for all states while specific values were needed for k_a, k_p, r_{hin} and SOTE, for each pseudo-steady state. While it is expected that r_{hin} should change with variations of SVI, the fact that the parameters related to nutrient transformations and oxygen transfer needed a specific calibration could be an indication of their relation to AST settling problems. These values are presented in Table 5 along with the default values used in the calibration process.

The calibrated value of μ_{OHO} given in Table 5 corresponds to aeration basin temperatures of 30 to 35ºC, and when corrected to 20ºC ($\mu_{OHO,20}$ = 11.0) compared well with values in the literature for TMP mills (Liver et al., 1993) but was higher than values reported for chemical mills (Stanyer, 1997). Stanyer (1997) reported higher maximum growth rate values for systems treating TMP effluents compared to systems strictly associated with chemical mills. The calibrated decay rate of 0.50 d^{-1} ($b_{OHO,20}$ = 0.31) was lower than the ASM1 value of 0.62 d^{-1} but was found to be within the range of P&P studies mentioned in this work. The calibrated heterotrophic yield value of 0.55 also fell within the range of values found in the literature for P&P AST systems. The observed yield may decrease in comparison to the theoretical yield for a number of reasons, among which higher sludge retention time and increasing temperatures (Lindblom, 2003). It is also reported that the nutrient requirements should be lower for a system with a lower biomass yield (Slade et al., 2004).

Table 5. Values used for the model kinetic and stoichiometric parameters

Symbol	Name	Default value (ref.)	Value(s) used
Kinetic parameters			
K_S	Half-saturation coefficient for heterotrophic biomass [gCOD/m^3]	20 (ASM1)	20
K_{O2}	Half-saturation coefficient for DO [gO_2/m^3]	0.20 (ASM1)	0.20
K_{NH4}	Half-saturation coefficient for ammonia N [gN/m^3]	0.1 (*)	0.1
K_{PO4}	Half-saturation coefficient for inorganic soluble P [gP/m^3]	0.05 (*)	0.5
K_X	Half-saturation coefficient for hydrolysis of X_S [gCOD(X_S)/gCOD(X_{OHO})]	0.03 (ASM1)	0.03
μ_{OHO}	Maximum specific growth rate for heterotrophic biomass [d^{-1}]	6.0 (ASM1)	18.0
b_{OHO}	Decay rate for heterotrophic biomass [d^{-1}]	0.62 (ASM1)	0.50
k_h	Maximum specific hydrolysis rate [gCOD(X_S)/gCOD(X_{OHO}) · d]	3.0 (ASM1)	3.0
k_a	Ammonification rate [m^3/gCOD · d]	0.080 (ASM1)	0.003 – 0.004
k_p	Phosphatification rate [m^3/gCOD · d]	0.080 (**)	0.003 – 0.800
Stoichiometric parameters			
Y_{OHO}	Yield for heterotrophic biomass [gCOD cell formed/gCOD oxidized]	0.666 (ASM1)	0.55
f_{XE}	Fraction of biomass leading to particulate inert endogenous products [-]	0.08 (ASM1)	0.08
Settling			
r_{hin}	Hindered zone settling parameter [m^3/gTSS]	0.0004 (GPS-X)	0.0003 – 0.0010
Aeration			
SOTE	Standard oxygen transfer efficiency [-]	0.30 (GPS-X)	0.18 – 0.23

* Alexandersson et al. (2004)
** Since no data is available in the literature for this parameter, it was assumed that k_p would take the same default value as k_a.

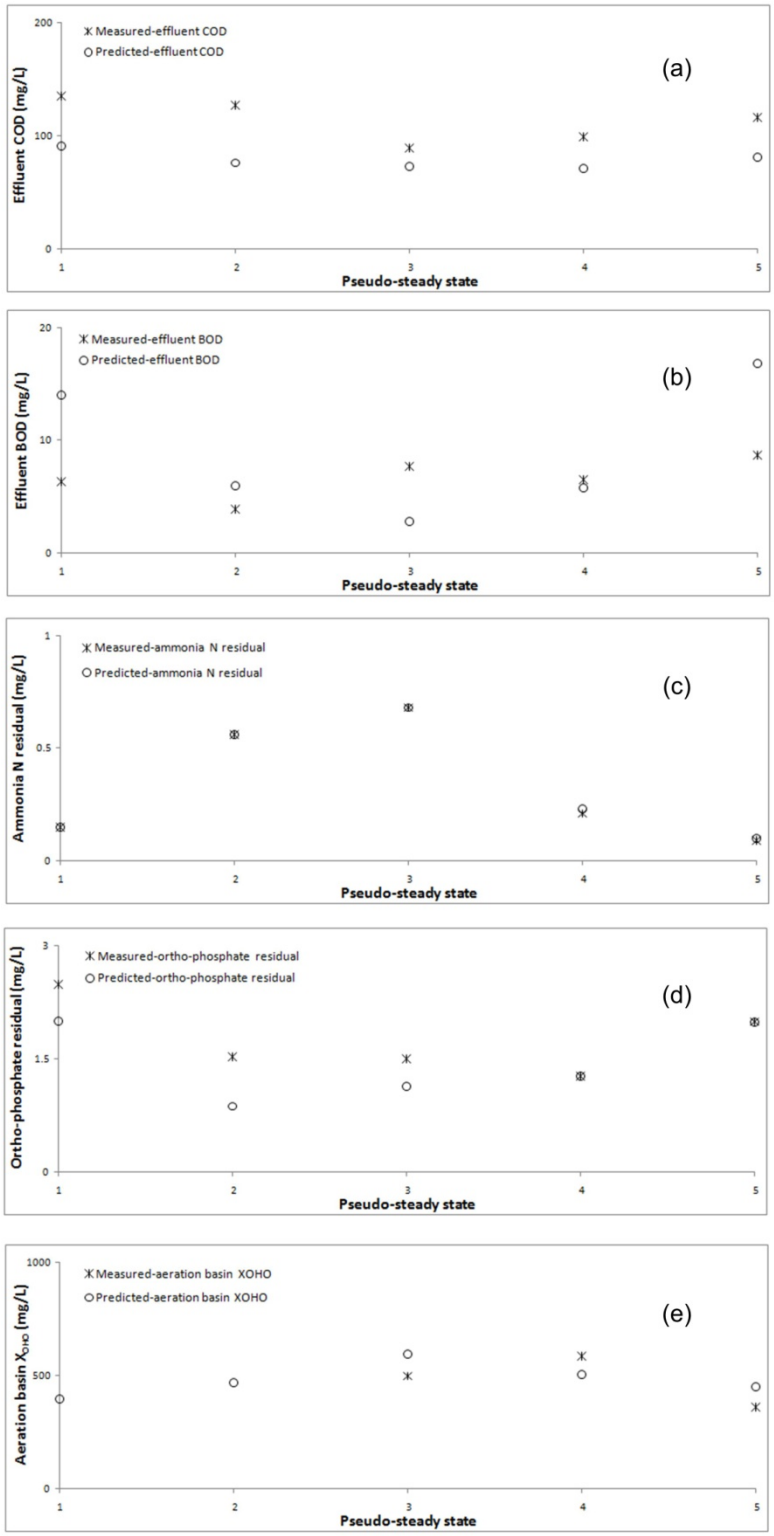

Figure 3. Performance of the ASMP model: measured data vs model-predicted data for (a) effluent COD; (b) effluent BOD; (c) ammonia N residual; (d) ortho-phosphate residual and (e) aeration basin X_{OHO}

Nutrient transformations

Table 6 reports the values found in the literature for the N and P half-saturation constants. It can be seen that the calibrated value for P used in this study is higher than the ones reported for municipal systems and for P&P systems. This may reflect the important nutrient-dependency of heterotrophic biomass at the selected mill or may be related to the nature of the P&P mill's wastewater or its design and process operating conditions which affect the floc morphology (Wilen et al., 2003) and the diffusion of substrates into the flocs (Characklis, 1978; Kappeler and Gujer, 1994). A higher value for the ortho-phosphate half-saturation coefficient may be an indication that a diffusional resistance is taking place in the system under study.

Table 6. Half-saturation constants for ammonia nitrogen and soluble phosphorus

Effluent type	K_{NH4}	K_{PO4}	Reference
TMP	0.1	0.5	This study
TMP/DIP	1.0	-	(Bolmstedt 2000)
CTMP*	0.05	0.14	(Sreckovic 2001)
Corrugated linerboard	≤ 0.1	≤ 0.05	(Alexandersson et al. 2004)
Municipal	0.05	0.01	ASM2 (Henze et al. 1999)
Municipal	0.01	-	ASM3 (Gujer et al. 1999)
Municipal	0.01	-	(Koch et al. 2000)

* Average of calibrated values

The simulations calculated average ammonia N and ortho-phosphate concentrations at the inlet of the aeration basin of 19.45 mgN/L and 3.50 mgP/L, respectively. Given these concentrations and the calibrated values of the K_{NH4} and K_{PO4} half-saturation constants, the values of the switching functions shown by Equations 2 and 3 indicate that phosphorus has a stronger influence on the process rate for aerobic growth of ordinary heterotrophic organisms than nitrogen. This suggests that P may be more growth-limiting at this specific wastewater treatment plant.

$$\frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}} = \frac{19.45}{0.1 + 19.45} = 0.99 \quad (2)$$

$$\frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}} = \frac{3.50}{0.5 + 3.50} = 0.88 \quad (3)$$

The values of k_a (ammonification rate) and k_p (phosphatification rate) were estimated in order to obtain the best fit of the effluent ammonia N and ortho-phosphates data. Fitting these concentrations is achieved by adjusting the respective rates because there is practically no interaction of k_a and k_p with other measurement variables, except when nutrient deficient conditions have an impact on heterotrophic growth. Calibration of ASMP for this TMP effluent treatment plant revealed the relative importance of nutrient transformations occurring in the AST basin. The ammonification rates were found to be very low for all calibrated pseudo-steady states, indicating that the recycling of N from its soluble biodegradable organic form to the readily available form was not a process of significant importance. The range of low values obtained in this study is far below the ASM1 default values of 0.08, but low values can be found in the literature. For example, a study of a leather-tanning AST system reported a value of 0.0003 m^3/gCOD·d and specified that obtaining low ammonification rates can be attributed to inhibitory compounds present in the industrial effluent (Gorgun et al., 2007). This low recycling of ammonia N in the TMP AST system implies that a certain accumulation of soluble and particulate biodegradable organic N (S_{NB} and X_{NB}) takes place. This was verified by average TKN values in the mixed liquor of 175 mgN/L comprised mainly of organic N (up to 98% of TKN). Model calculations also confirmed high recirculation of particulate TKN in the return activated sludge (RAS) stream and aeration basin TKN concentrations that corresponded well to the lab measurements. The particulate organic N is then withdrawn by sludge wastage.

Similar conclusions could be drawn with the phosphatification rates obtained, although the range of calibrated rate values was much larger than for ammonification. This could be related to the fact that P dynamics are more significant to the system's health than N dynamics. Organic and inorganic P respectively made up 70 % and 10 % of the measured total P values in the aeration basin mixed liquor.

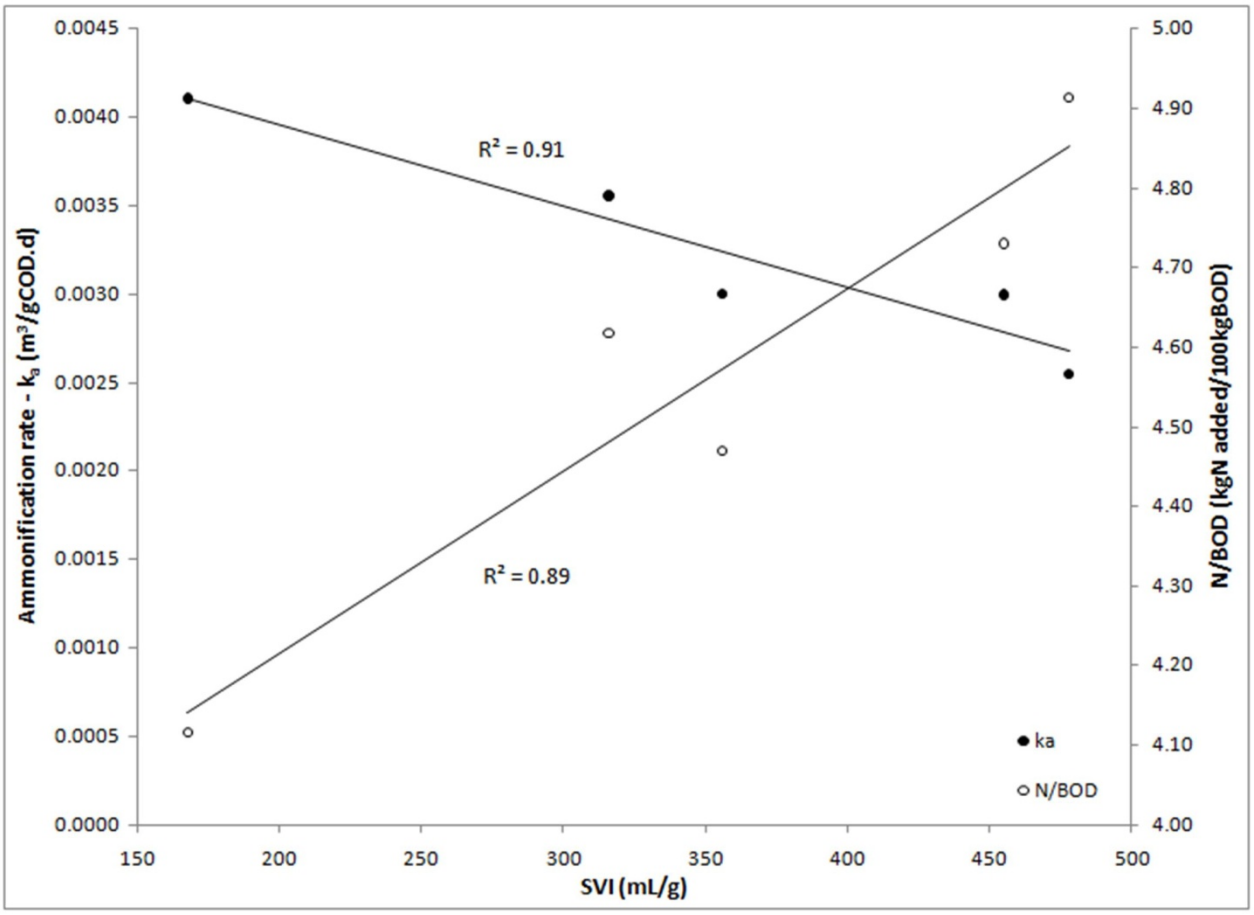

Figure 4. Ammonification process rate and nitrogen dosage for the SVI pseudo-steady states studied

Figures 4 and 5 demonstrate the relationship between k_a and k_p and the SVI as well as the corresponding operator reaction in terms of N and P dosage. Both figures indicate that the transformations of soluble biodegradable organic nutrients into their available forms may be less meaningful when the AST system is experiencing bulking as indicated by increasing SVI values. Table 7 also compares the nitrogen and phosphorus fluxes for the processes in the aeration basin. Both the absolute ammonification and phosphatification fluxes and their relative importance compared to nutrients dosed also seem to indicate that when the AST system is experiencing bulking (high SVIs), the ammonification and phosphatification processes slow down. While the N/BOD and P/BOD dosage ratios may seem appropriate, the transformations of organic forms of N and P may not recycle sufficient amounts of available nutrients for the system to counter

bulking. Particularly in the case of P, very low k_p values (0.005) were obtained when SVIs were extremely high at 450 mL/g and above, whereas phosphatification gained importance as the SVI decreased towards a non-bulking state. Brault et al. (2008) also reported that the overgrowth of filamentous bacteria (and thus high SVIs) at the studied mill is often triggered by the overflow of an upstream tank which brings surges of volatile fatty acids to the aeration basin. This creates conditions of higher food-to-microorganism ratio (F/M) (or lower sludge age) which in turn leads to an increased observed yield, requiring additional N and P to counter the deficiency. It is known that N and P deficiencies can cause bulking, particularly filamentous bulking (Jenkins et al., 2004) and viscous bulking (Fath-Azam et al., 2005), and Figures 4 and 5 may show that the slowing-down of the phosphatification and ammonification (to a lesser extent) processes play a role in stressing the system and in the occurrence or continuation of bulking. The deficiencies in N and P may thus be related to the lower k_a and k_p values. Reasonable correlations were also obtained between SVI and the N/BOD and P/BOD dosage ratios, reflecting the operators' adjustments to a system drifting towards nutrient deficiency. Because the SVI is a macroscopic parameter that indicates settling problems once they have already gained momentum (and it is thus too late), operators often act reactively rather than proactively, as in the case of chlorination or nutrient dosage.

Settling and oxygen transfer

A bulking sludge is defined as one that settles and compacts slowly. SVI values higher than approximately 150 mL/g are set to be an indication of bulking (Parker et al., 2004), however, each AST plant has a specific SVI value at which sludge becomes difficult to settle and builds up in the final clarifier. This value can be as high as 300 mL/g and likely depends on the design and performance of the secondary clarifying equipment as well as on hydraulic considerations.

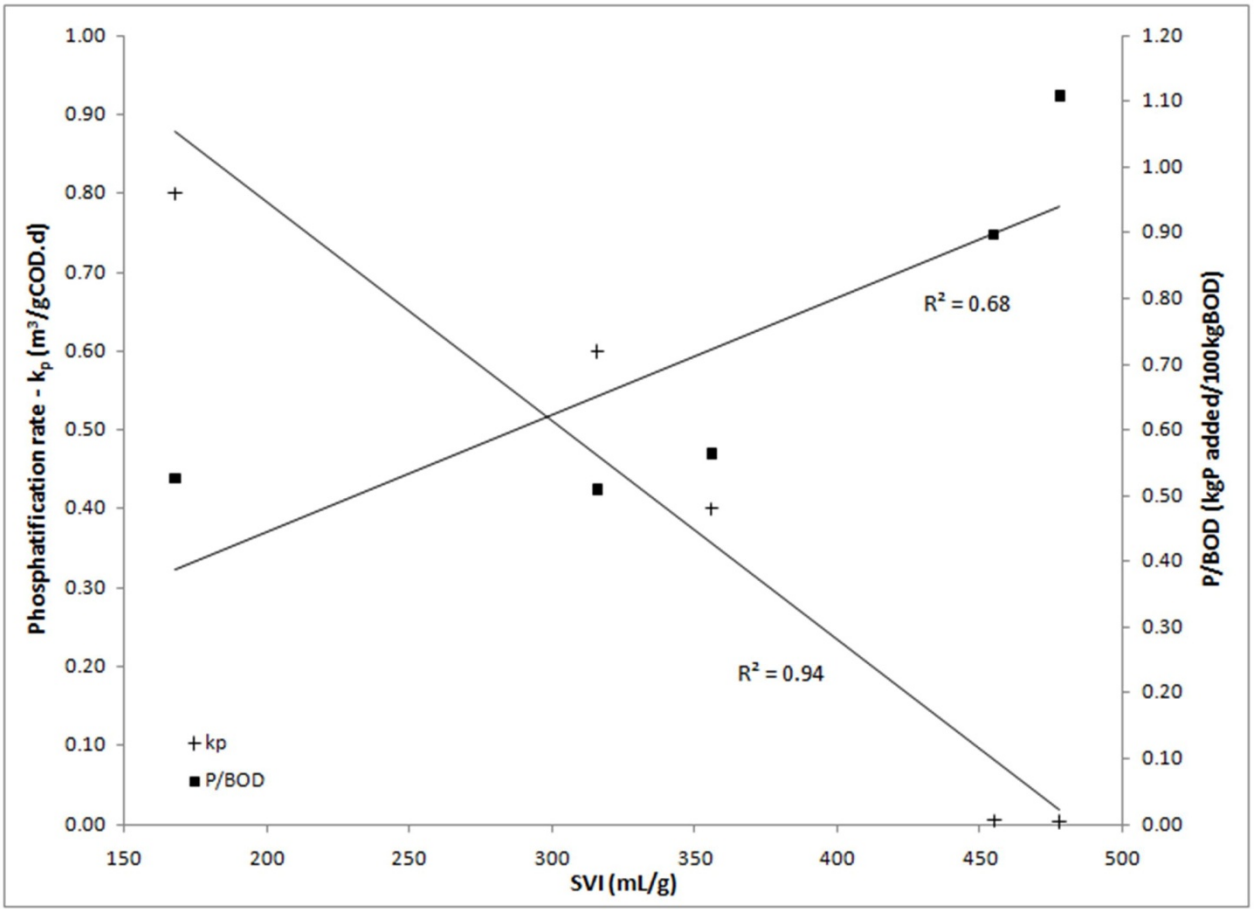

Figure 5. Phosphatification process rate and phosphorus dosage for the SVI pseudo-steady states studied

In AST systems, settling is typically hindered and the presence of a high level of filaments results in high SVI values and leads to slower settling velocities. The parameters in the settler model reflect the SVI conditions under which the plant is operating and thus needed to be changed accordingly. An increase in the r_{hin} parameter leads to a decrease in settling velocity which would correspond to a rise in SVI. This parameter was adjusted in order to obtain the average WAS and RAS MLSS concentrations of each pseudo-steady state.

Table 7. Nitrogen and phosphorus fluxes in the aeration basin and importance of the ammonification and phosphatification processes

Flux	**Pseudo-steady state**				
	1	2	3	4	5
Nitrogen					
S_{NH4} dosed (kg/d)	790	810	845	965	930
S_{NH4} produced by ammonification (kg/d)	3,215	3,025	2,990	2,910	2,580
S_{NH4} used for growth (kg/d)	4,000	3,820	3,820	3,870	3,500
S_{NH4} produced by ammonification/Dosed	4.1	3.7	3.5	3.0	2.8
S_{NH4} produced by ammonification/Used for growth	0.80	0.79	0.78	0.75	0.74
S_{NB} produced by hydrolysis of X_{NB} (kg/d)	3,685	3,495	3,480	3,470	3,175
X_{NB} produced by decay of heterotrophs (kg/d)	3,610	3,430	3,405	3,405	3,110
Phosphorus					
S_{PO4} dosed (kg/d)	105	90	115	190	215
S_{PO4} produced by phosphatification (kg/d)	625	595	590	525	460
S_{PO4} used for growth (kg/d)	700	670	670	680	620
S_{PO4} produced by phosphatification/Dosed	6.0	6.6	5.1	2.8	2.1
S_{PO4} produced by phosphatification/Used for growth	0.89	0.89	0.88	0.77	0.74
S_{PB} produced by hydrolysis of X_{PB} (kg/d)	625	595	590	590	540
X_{PB} produced by decay of heterotrophs (kg/d)	615	585	580	580	535
SVI (mL/g)	170	315	355	455	480

The SOTE refers to the fraction of the mass of oxygen in an injected air stream that is dissolved into a fluid under standard conditions. The SOTE increases with aeration basin depth and, in the case of jet aerators, decreases as the air to liquid flow ratio increases. Typical SOTE values for jet aerators are 0.15 – 0.24 (Metcalf and Eddy, 2003). Figure 6 indicates that an important relationship exists between oxygen transfer, represented by the SOTE, and the SVI. A similar relationship was found between SVI and the calculated volumetric apparent mass-transfer coefficient, K_La (results not shown). It appears that at higher SVIs, oxygen transfer is impaired, possibly by the excessive presence of filamentous bacteria. Standard oxygen uptake rate (SOUR) values also seem to indicate that at high SVIs, filamentous bacteria contribute to an increased activity. Consequently, localised nutrient deficiencies and lowered DO or under-aeration conditions can occur and can in turn further decrease sludge settleability or maintain poor settling conditions. The SOTE may thus be fundamentally linked to the SOUR (expressing system stress), but the trends observed in Figure 6 may also be linked to the size of the gas bubbles in the aeration basin. The formation and size of the gas bubbles are controlled by the airflow, if the liquid flow is held constant, and an increase in airflow will lead to coarser bubbles and thus

poorer transfer efficiency. The air flow into the aeration basin was indeed increased as SVI increased, possibly showing the operators' reaction to localised oxygen deficiencies.

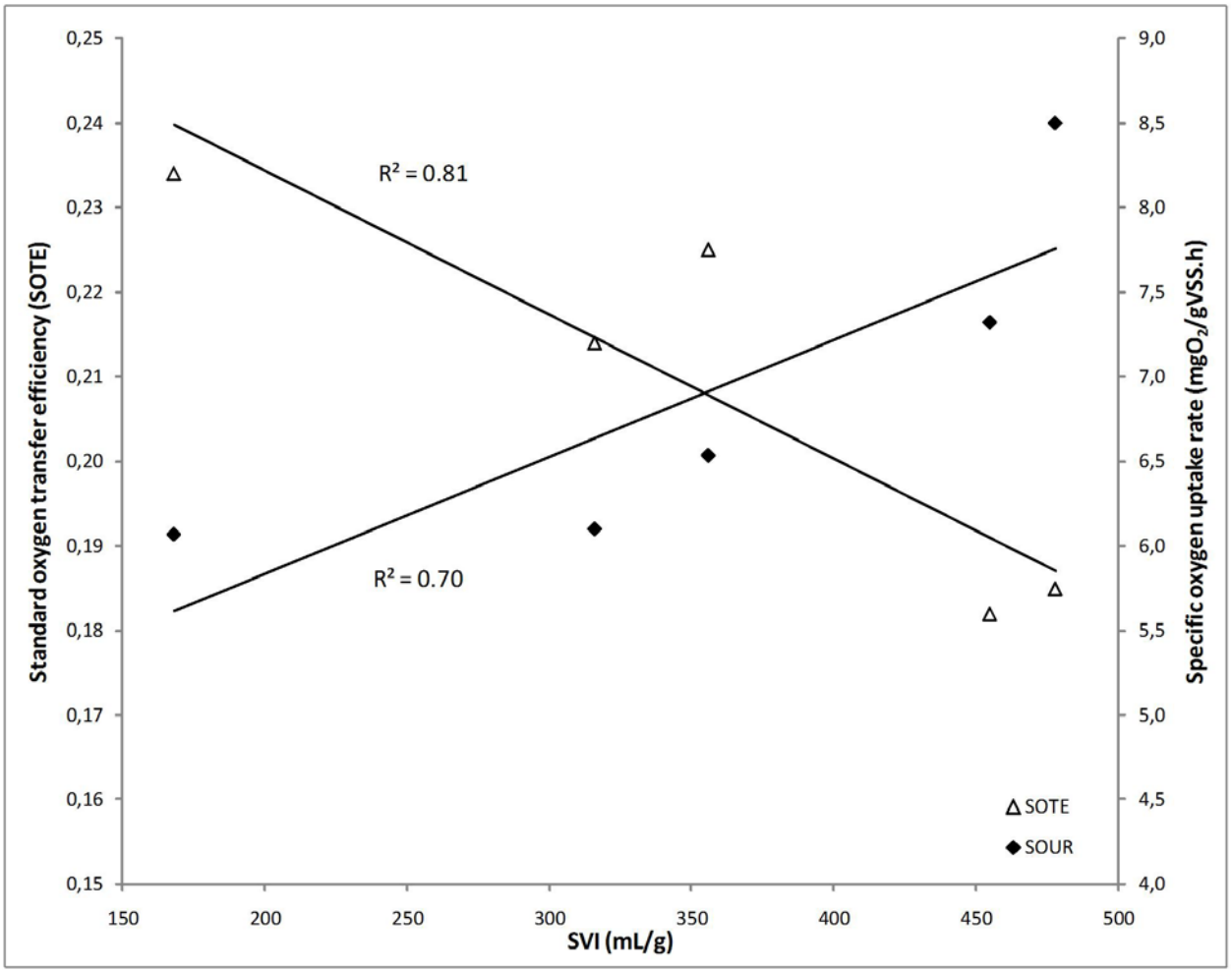

Figure 6. SOTE and SOUR for the SVI pseudo-steady states studied

CONCLUSION

ASM1 was chosen as the basis to describe processes occurring in a P&P AST system and was modified to take into account some specific characteristics of that industry, more specifically of the TMP mill selected for this study. The modified ASM1 model, termed ASMP, was calibrated for five different pseudo-steady states exploring different settling conditions, as described by the SVI. The model was found to be useful to model P&P AST systems, but on a state-by-state basis,

rather than using it to find a general AST model for the studied mill. The recycling of ammonia N and ortho-phosphates through the ammonification and phosphatification processes was found to be less meaningful at the selected mill with decreasing importance as the SVI increased. The range of calibrated values for the phosphatification rates was large showing that N and P may not play the same role in this system, especially when the system is experiencing bulking or is under stress. While there is no readily available explanation as to what caused the phosphatification process to slow down, it seems that P dynamics have a strong influence on the system's vulnerability to bulking, at this particular mill. As the phosphatification rates decreased as the SVI increased, it was found that the SOTE also decreased implying that oxygen transfer is impaired when the AST system is dealing with settling problems.

Even though the large variation in results for some parameters may not prove useful for the purpose of determining representative values for P&P effluent treatment, some valuable insight into the system's state relative to bulking and into the factors contributing to bulking was obtained. This was done by adjusting four parameters, namely SOTE, r_{hin}, k_a and k_p. The information provided by these steady-state simulations can help with troubleshooting, particularly with regards to oxygen transfer and P dynamics. The mill would probably benefit from a more complete monitoring of ortho-phosphates and other P forms across the treatment plant. It was the ultimate goal of this study to use the mechanistic model as a tool to shed a light on factors contributing to operational problems related to the microbiology of activated sludge, particularly filamentous bulking.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors acknowledge the financial support of the National Sciences and Engineering Council of Canada (NSERC).

REFERENCES

Alexandersson, T.; Jeppsson, U.; Rosen, C. (2004) Biological Treatment of Whitewater in a Laboratory Process in order to Determine Kinetic Parameters for Model Development. *Water Sci. Technol.,* 50(3), 195-206.

American Public Health Association; American Water Works Association; Water Environment Federation (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st ed., American Public Health Association: Washington, D.C.

Barañao, P. A.; Hall, E. R. (2004) Modelling Carbon Oxidation in Pulp Mill Activated Sludge Systems: Calibration of Activated Sludge Model No 3. *Water Sci. Technol.,* 50(3), 1-10.

Bolmstedt, J. (2000) Dynamic Modelling of an Activated Sludge Process at a Pulp and Paper Mill. MSc. Thesis, Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund University, Lund, Sweden.

Brault, J. M.; Comeau, Y.; Perrier, M.; Stuart, P. (2008) Early Warning Signs of Bulking in an Activated Sludge Reactor through Systems Analysis and Interpretation of ATP Data. *Preprints of the 18th International Congress of Chemical and Process Engineering CHISA*, Prague, Czech Republic, August 24-28; Process Engineering Publisher: Prague, Czech Republic.

Characklis, W. G. (1978) Microbial Reaction Rate Expressions. *J. Environ. Eng. Div.*, 104(3), 531-534.

Eikelboom, D. H.; Geurkink, B. (2002) Filamentous Micro-organisms Observed in Industrial Activated Sludge Plants. *Water Sci. Technol.,* 46(1-2), 535-542.

Fath-Azam, F., Jenkins, D., Hernandez, M. and Wagoner, B. (2005) Achieving effluent phosphorus limits while treating an intermittently phosphorus deficient wastewater. *78th Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference*, Washington, D.C., October 29-November 2; Water Environment Federation: Alexandria, Virginia.

Frei, K.; Stuart, P. (1998) Activated Sludge Monitoring and Control Survey, Pulp and Paper Technical Association of Canada.

Gill, M. D.; Ross, D. M. (1990) Nutrients and Temperature Affect Effluent Suspended Solids. *Proceedings of the 1990 TAPPI Environmental Conference*, Seattle, Washington, April 7-10; TAPPI Press: Norcross, Georgia.

Gorgun, E.; Insel, G.; Artan, N.; Orhon, D. (2007) Model Evaluation of Temperature Dependency for Carbon and Nitrogen Removal in a Full-Scale Activated Sludge Plant Treating Leather-Tanning Wastewater. *J. Environ. Sci. Health, Part A: Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.,* 42(6), 747-756.

Gujer, W.; Henze, M.; Mino, T.; van Loosdrecht, M. (1999) Activated Sludge Model No. 3. *Water Sci. Technol.,* 39(1), 183-193.

Hach (2006) BODTrak Apparatus, Hach Company, Loveland, Colorado, http://www.hach.com.

Henze, M.; Grady, C. P. L.; Gujer, W.; Marais, G. v. R.; Matsuo, T. (1987) Activated Sludge Model No.1. International Association on Water Quality Scientific and Technical Report No. 1. International Association on Water Quality : London, United Kingdom.

Henze, M.; Gujer, W.; Mino, T.; Matsuo, T.; Wentzel, M. C.; Marais, G. v. R.; van Loosdrecht, M. C. M. (1999) Activated Sludge Model No.2d, ASM2d. *Water Sci. Technol.,* 39(1), 165-182.

Henze, M.; van Loosdrecht, M. C. M.; Ekama, G. A.; Brdjanovic, D. (2008) *Biological Wastewater Treatment. Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing: London, United Kingdom.

Horan, N. J.; Chen, W. (1998) The Treatment of a High Strength Pulp and Paper Mill Effluent for Wastewater Re-Use. I) The Use of Modelling to Optimise Effluent Quality from the Existing Wastewater Treatment Plant. *Environ. Technol.,* 19(2), 153.

Hydromantis Inc. (2006) GPS-X Version 5.0.2. Hydromantis Inc., Hamilton, Ontario, Canada, http://www.hydromantis.com.

IWA (2000) Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d, and ASM3. International Water Association Science Technical Report No. 9. IWA Task Group on Mathematical Modeling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment, International Water Association: London, United Kingdom.

Jenkins, D.; Richard, M. G.; Daigger, G. T. (2004) *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming and other solids separation problems*, 3rd ed.; CRC Press: Boca Raton, Florida.

Kappeler, J.; Gujer, W. (1994) Development of a mathematical model for 'aerobic bulking'. *Water Res.,* 28(2), 303-310.

Kemira (2009) Kemira Pulp and Paper, Helsinki, Finland, http://www.kemira.com.

Kim, J.R., Ko, J. H., Lee, J. J., Kim, S. H., Park, T. J., Kim, C. W. and Woo, H. J. (2006) Parameter sensitivity analysis for activated sludge models No. 1 and 3 combined with one-dimensional settling model. *Water Sci. Technol.*, 53(1), 129-138.

Koch, G.; Kuhni, M.; Gujer, W.; Siegrist, H. (2000) Calibration and Validation of Activated Sludge Model No. 3 for Swiss Municipal Wastewater. *Water Res.,* 34(14), 3580-3590.

Lindblom, E. (2003) Dynamic modelling of nutrient deficient wastewater treatment processes. MSc. Thesis, Department of Industrial Electrical Engineering and Automation, Lund University, Lund, Sweden.

Lindblom, E.; Rosen, C.; Vanrolleghem, P. A.; Olsson, L-E.; Jeppsson, U. (2004) Modelling a Nutrient Deficient Wastewater Treatment Process. *4th World Water Congress of the International Water Association*, Marrakech, Morocco, September 19-24; IWA Publishing: London, United Kingdom.

Liver, S. F.; Miyamoto, H. K.; Black, S. A. (1993) Bench-Scale Testing of Activated Sludge Treatment for a TMP Wastewater. *Water Pollut. Res. J. Can.,* 28(3), 571-596.

Lou, I. C.; De Los Reyes III, F. L. (2005) Integrating Decay, Storage, Kinetic Selection, and Filamentous Backbone Factors in a Bacterial Competition Model. *Water Environ. Res.,* 77(3), 287-296.

LuminUltra Technologies Ltd. (2009) LumiKem, Fredericton, New-Brunswick, Canada, http://www.luminultra.com.

Metcalf and Eddy (2003) *Wastewater Engineering - Treatment and Reuse*. McGraw Hill: New York, New York.

Möbius, C. H. (1991) Nitrogen and Phosphorus Limits for Nutrient Deficient Industrial Wastewaters. *Water Sci. Technol.,* 24(3-4), 259-267.

NCASI (1987) User manual for NCASI activated sludge simulation model (NASSIM) and guidance for its use. NCASI Technical Bulletin 528, National Council for Air and Stream Improvement: Research Triangle Park, North Carolina.

Parker, D.; Appleton, R.; Bratby, J.; Melcer, H. (2004) Bulking Control Has Blossomed: How Well is Your Selector Doing? *Water Environ. Technol.,* 16(3), 53-56.

Roeleveld, P. J.; van Loosdrecht, M. C. M. (2002) Experience with Guidelines for Wastewater Characterisation in The Netherlands. *Water Sci. Technol.,* 45(6), 77-87.

Slade, A. H.; Dare, P. H.; Leonard, A. M. (1991) Modelling Aerated Lagoons Treating Bleached Kraft Mill Effluents - Determination of Model Inputs. *TAPPI Environmental Conference*, San Antonio, Texas, April 7-10; TAPPI Press: Norcross, Georgia.

Slade, A. H.; Ellis, R. J.; van den Heuvel, M.R.; Stuthridge, T. R. (2004) Nutrient Minimisation in the Pulp and Paper Industry: An Overview. *Water Sci. Technol.,* 50(3), 111-122.

Stanyer, D. J. (1997) Modelling Carbon Oxidation in Pulp Mill Activated Sludge Systems: Determining Model Parameters. M.A.Sc. Thesis, Department of Civil Engineering, University of British Columbia, Vancouver, British Columbia.

Takács, I.; Patry, G. G.; Nolasco, D. (1991) Dynamic Model of the Clarification-Thickening Process. *Water Res.,* 25(10), 1263-1271.

Takács, I.; Fleit, E. (1995) Modelling of the Micromorphology of the Activated Sludge Floc: Low DO, Low F/M Bulking. *Water Sci. Technol.,* 31(2), 235-243.

Whalen, P. A.; Whalen, P. J.; Tracey, D. R. (2006) Cellular ATP – A Superior Measure of Active Biomass for Biological Wastewater Treatment Processes. *79th Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference*, Dallas, Texas, October 21-25; Water Environment Federation: Alexandria, Virginia.

Wilen, B.-M.; Jin, B.; Lant, P. (2003) Impacts of Structural Characteristics on Activated Sludge Floc Stability. *Water Res.,* 37(15), 3632-3645.

ANNEXE 4 – ARTICLE 4: PREDICTION OF ACTIVATED SLUDGE FILAMENTOUS BULKING USING ATP DATA AND NEURAL NETWORKS

Jean-Martin Brault[1], Richard Labib[2], Michel Perrier[1] and Paul Stuart[1]

[1]NSERC Environmental Design Engineering Chair, Department of Chemical Engineering, École Polytechnique de Montréal, Pavillon André Aisenstadt

2920 Chemin de la Tour, Montreal, QC, Canada, H3T 1J7

Tel.: +1 514 340-4711, ext. 3425

Fax: +1 514 340-5150

Email: jean-martin.brault@polymtl.ca, michel.perrier@polymtl.ca & paul.stuart@polymtl.ca

[2]Department of Mathematical and Industrial Engineering

2500, Chemin de Polytechnique, Montréal, QC, Canada H3T 1J4

Tel.: +1 514 340-4711, ext. 4640

Fax: +1 514 340-4463

Email: richard.labib@polymtl.ca

Abstract

Neural networks (NN) were used to model the nonlinear relationships between the stirred sludge volume index (SSVI) and variables related to biomass health in an activated sludge system treating the effluents from a pulp and paper mill. Variables related to the health state of the AST process, namely specific oxygen uptake rate (SOUR) and adenosine triphosphate (ATP) were used as inputs. ATP data was shown to improve NN performance in providing an early warning signal for bulking, both in terms of accuracy and prediction delay. Seven key inputs representing current day information and time-lagged information were used to forecast bulking problems. The NN model was used to predict SSVI values at 2, 5 and 10 days from the current day, thus indicating a trend towards a bulking or a non bulking state. This information was presented in the form of a colour-coded warning signal system that helped accurately predict the onset of filamentous bulking and provide operators with enough time to react and further investigate the causes of the problem.

KEYWORDS: Artificial neural networks; Activated sludge treatment process; Filamentous bulking; Pulp and paper

1. Introduction

1.1 Activated sludge treatment and filamentous bulking

The activated sludge treatment (AST) process is widely used in the pulp and paper industry to treat its effluents. Great variability in quality and quantity of influent and complex interactions between the different bacterial populations present in the process are characteristic of AST processes. Indeed, the influent characteristics depend on upstream pulp and paper manufacturing processes which are controlled on a very different basis than the wastewater treatment processes (Teppola and Minkkinen, 2000) which are mostly controlled with the help of rules developed on an ad hoc basis. The wastewater treatment plant (WWTP) operators thus need to compensate for the nonlinear dynamic behaviour of the processes involved and for variations that may be caused by retrofitting and operation changes dictated by these in-mill processes. This makes the operation, monitoring and modelling of AST processes difficult, particularly in the case of filamentous bulking.

When an AST system is experiencing filamentous bulking, the excessive growth of filamentous bacteria interferes with sludge settling and compaction and this may lead to reduced treatment efficiencies. A number of operational definitions of a bulking sludge are found in the literature. For example, sludge volume indexes (SVI) and stirred sludge volume indexes (SSVI) higher than 150 and 120 mL/g, respectively, are set to be an indication of bulking (Parker et al., 2004; Thompson et al., 2001). However, each AST plant has a specific SVI value at which sludge builds up in the final clarifier leading to non-compliant emissions in the receiving environment. This value can be as high as 300 mL/g and likely depends on the design and performance of the secondary clarifying equipment as well as on hydraulic considerations. In AST systems, settling is typically hindered and the presence of a high level of filaments results in high SVI values and leads to slower settling velocities.

The most common reported factors that promote the growth of different species of filamentous bacteria in the pulp and paper industry are septicity (as characterized by the presence of volatile fatty acids and reduced sulphur compounds), low operating food to microorganism ratios, nutrient deficiency and low dissolved oxygen (DO) concentrations in the AST basins (Richard, 1997, Bergeron and Pelletier, 2004; Pelletier et al., 2007). To further complicate a plant's capacity to deal with bulking, the simultaneous involvement of 2 to 4 filamentous species in

bulking is not uncommon in industrial sludges, whereas bulking of municipal activated sludge can usually be attributed to the proliferation of only 1 or 2 filamentous species (Eikelboom and Geurkink, 2002). Although the bulking phenomenon has been extensively studied, some obstacles remain with regards to the understanding of the interrelations and diversity of the bacteria involved and to the uncertainty about the factors triggering their dominance.

1.2 Prediction of activated sludge performance and bulking

Little detailed knowledge of AST of pulp and paper effluents or its response to disturbances is available, as for most industrial wastewater processes. A number of mechanistic models based on the work done by Task Groups of the International Water Association (Henze et al., 2000) were specifically developed for the pulp and paper industry with variable performance (Bolmstedt, 2000; Barañao and Hall, 2004; Lindblom et al., 2004). Another study using a modified ASM1 model concluded that the system needed to be modelled state by state in order to give useful information on the relationships between operating pressure factors and settling (Brault et al., 2008a). A number of parameters included in the model needed their values to be respecified for the different operational conditions studied. A number of clarifier models are also available in the literature but they were not specifically developed to describe the changes in sludge settling properties.

Work was conducted to model the competition between filamentous and flocculating bacteria which is primarily based on differences in growth rate under specific growth conditions (Kappeler and Gujer, 1994; Takács and Fleit, 1995; Lou and De Los Reyes III, 2005), but it is still difficult to accurately assess the occurrence and consequences of filamentous sludge bulking. Empirical models may thus be applied to provide information on the links between the activated sludge processes and sludge sedimentation problems (Gernaey et al., 2004). The models addressing these links found in the literature can be divided in multivariate statistical methods such as partial least squares (PLS) (Mujunen, 1999; Teppola and Minkkinen, 2000), and artificial intelligence techniques such as knowledge-based systems (Ng et al., 2000), image analysis (Smets et al., 2006) and neural networks (NNs). A review of the literature on NN modelling of AST processes, particularly bulking, is presented in the next section.

1.2.1 Neural networks for AST processes

Neural networks are widely considered for their behaviour when modelling nonlinear systems such as biological wastewater treatment processes. On the other hand, some disadvantages of NNs are the fact that the acquired knowledge is difficult to interpret and that the optimal network topology cannot be easily estimated (Kriger and Tzoneva, 2007).

NNs were used to predict the performance or effluent quality of wastewater treatment plants and to create software sensors (Fu and Poch, 1995; Choi and Park, 2001; Luccarini et al., 2002; Grieu et al., 2006; Aguado et al., 2009). A number of hybrid models are also reported, using mechanistic and NN components to describe the residual between the mechanistic model predictions and the measured data, in order to correct the model predictions (Côté et al., 1995; Zhao et al., 1999; Lee et al., 2005). Hybrid strategies are a good compromise between mechanistic and empirical models: they can provide accurate mathematical models with limited experimental effort.

NNs are also used for fault detection and diagnosis. One study of techniques used for this purpose listed the desirable characteristics of a fault diagnostic system (Venkatasubramanian et al., 2003a) and another evaluated NN-based approaches according to these criteria (Venkatasubramanian et al., 2003b). Among these, the authors identified quick detection, isolability (ability to distinguish between different failures) and robustness to noise as properties of NNs. However, due to the procedural nature of NN development, they lack the explanation property (ability to reason about process cause and effect relationships). Furthermore, empirical models, such as NNs, are believed to have inferior extrapolation capabilities than mechanistic models. Van Can et al. (1999) further distinguish two types of extrapolation, namely amplitude and frequency extrapolation and stress the fact that good frequency extrapolation properties are very important in biochemical process modelling efforts. In amplitude extrapolation, a variable is used outside the range of the training and validation data whereas in frequency data, the dynamic behaviour of the system to be predicted is different from the dynamic behaviour observed during the training and validation experiments (van Can et al., 1999). Kramer and Leonard (1990) also discuss the extrapolation capabilities of NNs in diagnosis and mention that a good extrapolation ability is particularly important when undersized training sets are used (Kramer and Leonard, 1990). Finally, NNs lack the adaptability property (ability to adapt to changes as new cases and

problems emerge) and case studies can be found in the literature demonstrating novelty identifiability (Leonard and Kramer, 1990; Kavuri and Venkatasubramanian, 1994) and multiple-fault identifiability (Venkatasubramanian et al., 1990; Watanabe et al., 1994), even though NNs are not readily associated with the latter two. One must keep in mind that any single diagnostic method will likely not possess all of these characteristics, but it is nonetheless useful in terms of hinting about the a priori information that needs to be provided.

1.2.2 Neural networks for activated sludge bulking

Perhaps of most interest to the present paper, NNs were used to predict bulking. The sudden appearance of bulking can be due to a series of stresses (Gaval and Pernelle, 2003) that lead to progressive changes in bacterial populations. Data related to the microbiology and the health state of activated sludge, such as adenosine triphosphate (ATP) (Kao et al., 1973; Archibald et al., 2001) and quantitative information derived from microbiological observations (Eikelboom, 2000; Jenkins et al., 2004), can be important to monitor these changes. One study looked at predicting bulking episodes as described by effluent total suspended solids. Qualitative information about the presence of filamentous bacteria and protozoa as well as quantitative data on water quality were used as inputs to a number of neural networks and it was found that qualitative information exerted an important influence on plant output, although to very uneven degrees (Belanche et al., 2000). NNs were also used to detect bulking, as described by a step change in a parameter of the settling rate equation (Fuente and Vega, 1999) and as related to the sludge blanket level in a secondary clarifier (Miller et al., 1997), but both studies only used conventional parameters such as flow rates, DO, pH, BOD and COD as inputs.

The onset of activated sludge bulking needs to be identified in order to provide the operators with enough lead or reaction time, because this problem is a result of slow dynamics (Martinez et al., 2006) that are difficult to monitor and because it gains a certain momentum that is hard to counter. In one study, conventional parameters were time-lagged by a maximum of five days to model the SVI and forecast sludge bulking one day in advance (Capodaglio et al., 1991), while Belanche et al. (2000) used a time lag of two days on inputs to predict the current SVI value. All lags need to be explored to appropriately identify that onset and provide the operator with an

early warning signal, thus moving from prediction and conventional reactive corrective actions to proactive operation.

A research project was undertaken at an integrated thermomechanical pulp (TMP) and paper mill in Canada to use neural networks to model the nonlinear relationships between settling quality variables and data related to the health state of the AST process. The objectives were, first, to demonstrate how ATP data can help improve NN performance in providing an early warning signal for bulking and second, to use the NNs results to forecast bulking problems.

2. Methodology

2.1 Wastewater treatment plant

The pulp and paper mill selected for this study is an integrated TMP mill producing approximately 350,000 tons of newsprint per year and is situated in Eastern Canada, using mainly spruce and fir chips for pulping. The AST process is used to treat the effluents from TMP lines, the whitewater accumulator, paper machines and the thermal power plant and treats an average of 26,000 m^3/d as well as an average primary effluent BOD load of 20 tons per day. Figure 1 shows the WWTP configuration at the selected TMP mill.

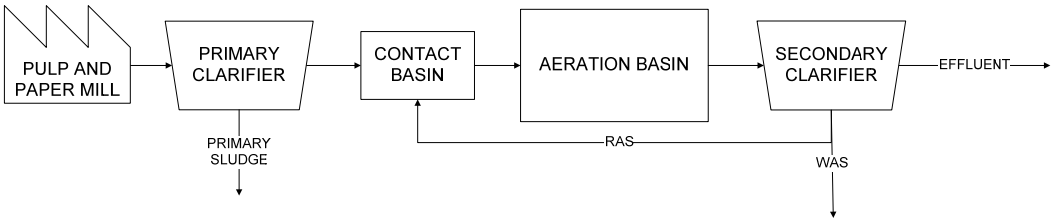

Figure 1. Activated sludge treatment plant configuration at the selected TMP mill (WAS = waste activated sludge).

Pulp and paper effluents are nutrient-deficient, and thus nitrogen and phosphorus, in the forms of urea and ammonium polyphosphates, are added at the influent of the contact basin. Activated sludge settling is manually controlled by monitoring the sludge blanket height and adjusting the return activated sludge (RAS) flow accordingly. According to mill key performance indicators, a

SSVI of over 250 mL/g is an indicator of a settling problem requiring relief chemicals. In the study period, the average SSVI was 300 mL/g and values above 250 mL/g were observed 55 % of the time.

2.2 Overall methodology

Figure 2 illustrates the overall methodology used in this paper. The results from steps 1 to 3 will be described in the present 'Methodology' section while steps 4 and 5 will be discussed in detail in the 'Results and Discussion' section. With the architecture selected in step 3, a number of input combinations will be tested to determine which inputs will later be used to create a warning signal for bulking.

2.2.1 Neural network inputs

The data used as inputs for the NNs included conventional measurements such as specific oxygen uptake rate (SOUR) and SSVI, as well as ATP-related information. Bulking is probably also related to rates of change of parameters such as flow, dissolved oxygen and nutrients, but the approach presented in this paper was meant to be independent of conventional operating parameters and to focus on biomass activity, in order to be applicable at any activated sludge system. All data were collected on a daily basis.

The daily frequency of measurements was considered sufficient because of the long residence times in the AST process. The inputs are listed in Table 1 and explained further in this section.

A large number of combinations of these inputs were tried to predict the outputs described in the next section. Using time-delayed inputs introduces a dynamic component on an otherwise static NN architecture. It was reported that using the present value and time lags of one day may not be enough to predict the performance of a pulp and paper AST system, including settling problems (Teppola et al., 1997). Variable lagging of 2 and 5 days was thus used to include short-term and mid-term information on biomass activity in order to enhance predictability.

The AST process was monitored with ATP measurements by collecting grab samples daily. In general, the same samples that were used for total suspended solids monitoring were also used for ATP analyses which were performed on samples taken from the RAS and the aeration basin.

ATP was measured with high specificity by the firefly luciferase assay using reagents designed and optimized for wastewater treatment applications (LumiKem® technology, manufactured by LuminUltra Technologies and available through Kemira Pulp & Paper).

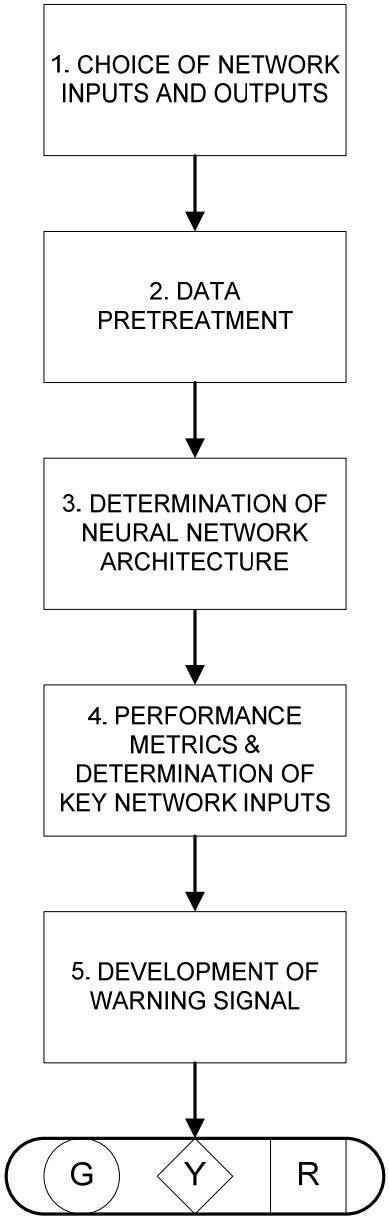

Figure 2. Overall methodology for the development of an early warning signal for bulking.

Table 1. Inputs used in this study (*t* refers to the current day)

No.	Variables
1	SSVI(*t*)
2	SSVI(*t-2*)
3	SSVI(*t-5*)
4	SOUR (*t*)
5	SOUR (*t-2*)
6	SOUR (*t-5*)
7	BSI (*t*) in the aeration basin
8	BSI (*t-2*) in the aeration basin
9	BSI (*t-5*) in the aeration basin
10	BSI (*t*) in RAS
11	BSI (*t-2*) in RAS
12	BSI (*t-5*) in RAS
13	ABR (*t*) in the aeration basin
14	ABR (*t-2*) in the aeration basin
15	ABR (*t-5*) in the aeration basin
16	ABR (*t*) in RAS
17	ABR (*t-2*) in RAS
18	ABR (*t-5*) in RAS
19	s-pATP (*t*)
20	s-pATP (*t-2*)
21	s-pATP (*t-5*)
22	s-fbATP (*t*)
23	s-fbATP (*t-2*)
24	s-fbATP (*t-5*)

Measurements were performed by the first author and mill WWTP technicians. In this assay, the chemical energy produced from the breakdown of ATP is converted into light energy and each molecule of ATP consumed in the reaction produces one photon of light. The light produced in the luciferase reaction is then measured in the Kikkoman C-100 Lumitester.

Two basic ATP measurements were performed at the above-mentioned locations, namely the Total ATP (tATP^{TM}) and Dissolved ATP (dATP^{TM}) (LuminUltra Technologies Ltd., 2008a). While the latter represents the extracellular ATP content of activated sludge, tATP is the sum of intracellular and extracellular ATP contents. From these basic ATP measurements were derived a number of parameters:

- The Cellular ATP (cATP^{TM}) or intracellular ATP content of biomass is a measure of living biomass concentration or energy level;

$$cATP = tATP - dATP \quad (1)$$

- The Biomass Stress Index (BSI™) is a measure of living biomass relative health. A high BSI indicates a high proportion of ATP in the bulk liquid and thus not present in active biomass;

$$BSI = \frac{dATP}{tATP} \quad (2)$$

- The Active Biomass Ratio (ABR™) represents the fraction of total solids that are living in the aeration basin inventory (Whalen et al., 2006).

$$ABR = \frac{0.5 \cdot cATP}{MLSS} \quad (3)$$

Two other ATP measurements were used. The first, Planktonic ATP (pATP™), was developed to detect conditions that lead to pin floc, dispersed growth or other mechanisms responsible for biomass carryover in clarifiers. The pATP test protocol involves comparing the tATP of a well-mixed aeration basin sample to that of the supernatant liquid of a settled sample (LuminUltra Technologies Ltd., 2008b). The results were monitored as the ratio of that value to the aeration basin tATP, henceforth specific pATP (s-pATP). Secondly, the LumiKem® Bulking test kit was also used to measure Floc-Bulking ATP (fbATP™), a measure of the proportion of floc demonstrating bulking tendencies (LuminUltra Technologies Ltd., 2008c). This measurement was made by filtering a sample through a 250 μm mesh and measuring the tATP in the retentate. It is hypothesized that the biomass retained on the mesh is composed of flocs heavily bridged by filamentous bacteria. The ATP in this flocs-filamentous blanket would then be an indication of poor settling. The results were monitored as the ratio of that value to the aeration basin tATP, henceforth specific fbATP (s-fbATP).

$$Specific\ pATP = \frac{tATP_{SUPERNATANT}}{tATP_{AER.BASIN}} \quad (4)$$

$$SpecificfbATP = \frac{tATP_{RETENTATE}}{tATP_{AER.BASIN}}$$

2.2.2 Neural network outputs

The data used as outputs for the NNs were SSVI values at t = 2, 5 and 10 days. Three days were used to predict trends in SSVI, with 10 representing the average sludge age at the mill, 5, the halfway point and 2 providing a shorter term value.

2.2.3 Data pretreatment

The data used as inputs and outputs for the NNs were lab-test data, either routinely done by mill lab technicians or during special campaigns such as the case of ATP-related experimental data. All data were not collected at a regular rate and were often missing during weekends. Missing values were replaced by linearly interpolated values.

Outlier detection was first performed manually to remove the obvious outliers (values which violate the physical or technological limitations) and then by using box-and-whisker plots for the outliers that do not violate any limitations but still lay out of the typical ranges and do not reflect the correct variable states. Outliers were then treated as missing values. Removed outliers represented less than 10% of the original raw data. All input and output signals were then smoothed using a 7-day window length in order to focus on successfully predicting trends.

After smoothing, data representing samples taken on days where chlorination was used were eliminated, as well as the 10 subsequent days. A period of 10 days was chosen because it mirrors the average sludge age at the mill which in turn allows enough time for the biomass to recover from the chemical shock. Eliminating chlorination and post-chlorination data defined the operating region of interest, namely the information and trends that lead to and sustain bulking. Finally, before being fed to the NNs, the data were normalised using the *mapminmax* function in Matlab, so that all values fall into the [-1, 1] interval. This interval was chosen so that the normalised values correspond to the range of the activation function (see Section 2.2.4). The normalised values were calculated with the following equation:

$$x_N = \left(x_{N,MAX} - x_{N,MIN}\right)\frac{\left(x - x_{MIN}\right)}{\left(x_{MAX} - x_{MIN}\right)} + x_{N,MIN} \qquad (6)$$

where:

- x_N υ_k= normalised value;
- $x_{N,MAX}$ = maximum value for each row of normalised variable x_N, in this case 1;
- $x_{N,MIN}$ = minimum value for each row of normalised variable x_N, in this case -1;
- x υ_k= value of variable x before normalisation;
- x_{MAX} = maximum value for each row of variable x;
- x_{MIN} = minimum value for each row of variable x.

2.2.4 Determination of neural network architecture

The NN architecture used in this paper is the multilayer perceptron with the back-propagation learning algorithm. Figure 3 illustrates the generic architecture of a multilayer perceptron with one hidden layer and a single output, as well as the detail of a nonlinear model of a neuron. The neuron k shown in detail can be described by the following set of equations:

$$\upsilon_k = \sum_{j=0}^{p} w_{kj} x_j \tag{7}$$

$$y_k = \phi(\upsilon_k) \tag{8}$$

where:

- υ_k υ_k= activation potential of neuron k;
- x_j = input signal j to neuron k;
- p = number of input signals;
- w_{kj} = synaptic weights of neuron k;
- $\phi(\cdot)$= activation function;
- y_k = output signal of neuron k.

Note that with the architecture presented, each neuron has a bias term represented by $w_{k0}x_0$. Weights are also applied to the connections between hidden layer nodes and the output node and thus Equations 6 and 7 and the neuron model shown in Figure 3 also apply to model the output node. The characteristics of the NNs used in this paper are listed in Table 2 and the code for the NN algorithm was written in Matlab (version R2008b). The data points covered all 4 seasons.

When designing a NN model, the number of layers and the number of units in each layer must be determined. There are no general theoretical strategies to help define the optimal number of

hidden layers and neurons and this likely depends on the specific problem under study and on experience.

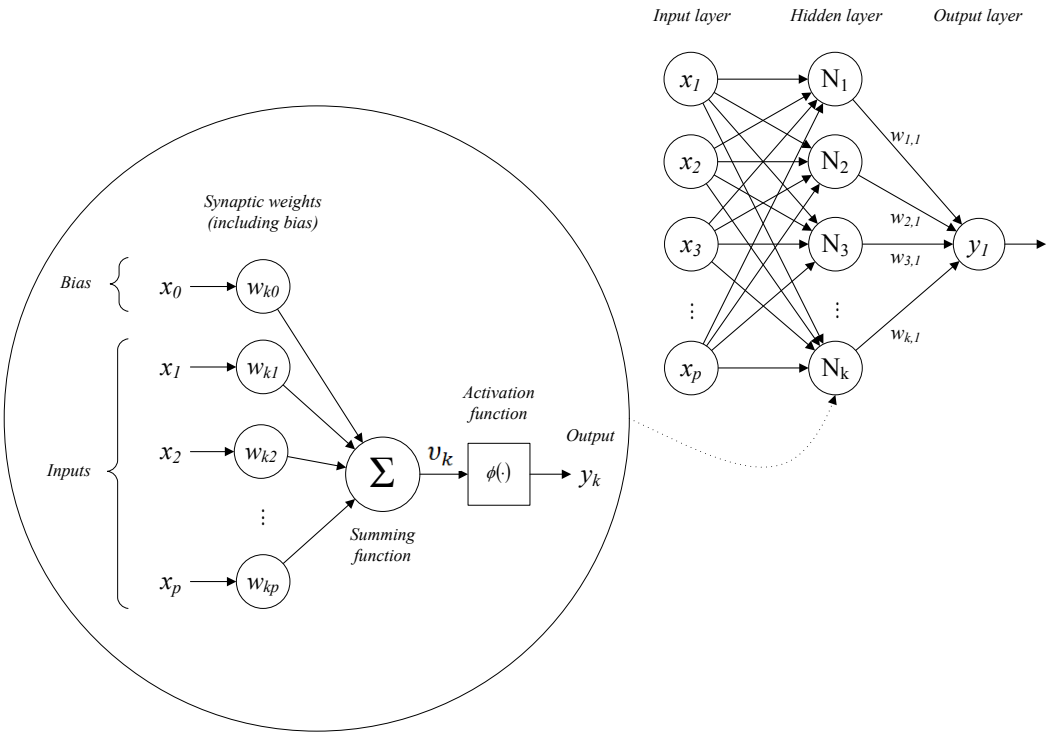

Figure 3. Schematics of a multilayer perceptron and detail of a neuron (adapted from Haykin, 1999).

Table 2. Characteristics of the NNs used

Characteristic	**Neural networks used**
Number of data points	230
Network architecture	Multilayer perceptron with back-propagation algorithm
Number of hidden layers	1
Activation function	
• Hidden layer	Hyperbolic tangent
• Output layer	Piecewise-Linear
Training mode	Pattern mode
Learning rule	Error-correction learning with the Levenberg-Marquardt algorithm
Learning rate parameter	0.05
Number of hidden neurons	10
Division of training, validation and test data (%)	60 – 20 – 20 (randomly)
Performance function	Mean squared error

This is due to the fact that the relationship between the network performance and its hidden layer size is not well understood (Grieu et al., 2006). In many studies of activated sludge treatment systems, the optimal number of hidden neurons was found by trial-and-error (Lee et al., 2002; Hamed et al., 2004; Moral et al., 2008). In back-propagation learning, it is hoped that the designed neural network will be able to generalize well, i.e. the input-output relationship computed by the network will be suitable for data that had not been used for training the network (Haykin, 1999). Should the opposite occur, the network may memorize the training data or overfit. It is reported that this overfitting problem may be related to noisy data or outliers and to a small number of data points (Choi and Park, 2001). In the present study, the authors followed a trial-and-error process, during which, a large number of combinations of hidden neurons and input variables were examined and compared to one another. Three scenarios were tested which involved the prediction of SSVI at t = 10 days with 10, 15 and 20 inputs, respectively. For each of these trials, the number of hidden neurons was also varied from 1 to 5, 10, 15, 20, 30 and 50. The degradation of forecasting capability by overfitting was intermittently observed, although it was exclusive to trials with a high number of both hidden layer neurons and input variables. The best compromise between performance (in terms of mean squared error) and generalization resulted in a single hidden layer network with 10 neurons. This configuration was used for all subsequent trials.

The 24 input variables listed in Table 1, alone or in various combinations, were used as the NN model inputs to predict SSVI at t = 2, 5 and 10 days, independently, and not as part of a multiple-output network.

2.2.5 Performance metrics and determination of key network inputs

A number of metrics were used in this study to evaluate the differences between the simulated and observed SSVIs as well as to compare the different input-output combinations. The coefficient of determination, R^2, was computed and the accuracy of the estimates was measured by the root-mean square error (RMSE) and the relative root-mean square error (RRMSE). While the RMSE measures the average magnitude of the error and is based on the absolute error, the RRMSE provides an indication of the mean squared deviation between the predicted estimate and

the measured or 'true' value and is based on the relative error. The following equations distinguish the two metrics:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{n}\left(y_i - T_i\right)^2}{n}} \qquad (9)$$

$$RRMSE\ (\%) = \left(\sqrt{\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}\left(\frac{y_i - T_i}{T_i}\right)^2}\right) \times 100 \qquad (10)$$

where:

- n = number of samples;
- T_i = measured (true) value at sample i;
- y_i = predicted value at sample i.

The accuracy of the classification of the SSVIs as 'bulking' (B) or 'non bulking' (NB) by the NN models was evaluated with a confusion matrix (Kohavi and Provost, 1998), as illustrated by Table 3. This bulking level was set at 250 mL/g, as per the mill key performance indicator.

Table 3. Confusion matrix for the SSVI classes (bulking and non bulking)

Predicted → **Measured↓**	*Bulking* (B)	*Non bulking* (NB)
Bulking (B)	B/B	B/NB
Non bulking (NB)	NB/B	NB/NB

Since the objective of this study is to predict trends that lead to bulking, in particular, only a small number of terms that can be derived from this matrix were used as performance metrics for the NN models:

- Accuracy (ACC), i.e. the proportion of the total number of predictions that were correct:

$$ACC = \frac{\left(\frac{B}{B} + \frac{NB}{NB}\right)}{\left(\frac{B}{B} + \frac{B}{NB} + \frac{NB}{B} + \frac{NB}{NB}\right)} \qquad (11)$$

- True bulking rate (TB), i.e. the proportion of bulking cases that were correctly identified:

$$TB = \frac{\left(\frac{B}{B}\right)}{\left(\frac{B}{B} + \frac{B}{NB}\right)} \tag{12}$$

- False bulking rate (FB), i.e. the proportion of non bulking cases that were incorrectly classified as bulking:

$$FB = \frac{\left(\frac{NB}{B}\right)}{\left(\frac{NB}{NB} + \frac{NB}{B}\right)} \tag{13}$$

The strategy used to select the optimal combination of inputs was a forward selection, namely starting small and adding more variables to measure the impact of each variable. The metrics discussed above were used to derive the best combination of inputs to be used in the development of a warning signal for bulking problems, as discussed in the next section.

2.2.6 Development of warning signal

The predicted values of SSVI in 2, 5 and 10 days (y_2, y_5 and y_{10}) from the current day obtained with the key combination of inputs chosen in the previous section were then incorporated into the colour-coded warning signal system. This system relied on four points, namely the current SSVI value or y_0 and the three predicted values, to evaluate whether the activated sludge system is:

- in a non bulking state or quickly leaving a bulking state (green light);
- in a transition state from one state to the other, including back and forth oscillations (yellow light);
- in a bulking state or quickly entering a bulking state (red light).

The possible bulking, non bulking and transitional scenarios to be analysed by the warning signal system are illustrated in Figure 4. These scenarios are also divided into G, Y and R classes on Figure 4. A confusion matrix and its derived terms were also later used to determine whether the NN models had well predicted the G, Y and R classes with the y_2, y_5 and y_{10} SSVI values.

3. Results and Discussion

3.1 Determination of key network inputs

A large number of input variable combinations were tested and compared between each other with the performance metrics presented in Section 2.2.5. Many of these combinations showed good agreement with experimental data, and this exercise led to the choice of 4 key network inputs. The best parameters, at different time lags, in terms of performance and independently of the modelled output, were found to be:

- SSVI (stirred sludge volume index);
- s-fbATP (specific Floc-Bulking adenosine triphosphate);
- BSI in the RAS, henceforth BSI_RAS (Biomass Stress Index);
- SOUR (specific oxygen uptake rate).

The latter 3 key parameters seem to make appropriate candidates with regards to the prediction of activated sludge settling problems, particularly filamentous bulking. Viability of biomass varies significantly with sludge age and the ATP content of sludge was found to be related to oxygen uptake rate as well as to settling (Kucnerowicz and Verstraete, 1979; Roe and Bhagat, 1982). It was also reported that s-fbATP peaked 1.0 to 1.5 sludge ages before SSVI did, providing operators with an early warning signal for bulking caused by readily biodegradable organic matter overloads (Brault et al., 2008b). Rapid changes in process conditions can potentially lead to system stress, as activated sludge biomass attempts to acclimate to changes in raw waste loadings and operating conditions. It was found that a series of stresses can lead to bulking (Gaval and Pernelle, 2003) and that BSI was shown to be more responsive to stress (anoxic stress and stress related to nutrient deficiencies, for example) than simply measuring total ATP (Cairns et al., 2005). Since the studied mill deals with settling problems by monitoring the sludge blanket height and adjusting the RAS flow accordingly, it also makes sense that the relative health of RAS be included in the key parameters. Finally, oxygen uptake rate tests have been found to be useful for a number of applications, among which evaluation of process performance, detection of activated sludge process changes or failures and of variations in organic load and treatability (Hagman and La Cour Jansen, 2007). The type of information brought by these tests can be readily applicable in a troubleshooting or bulking context.

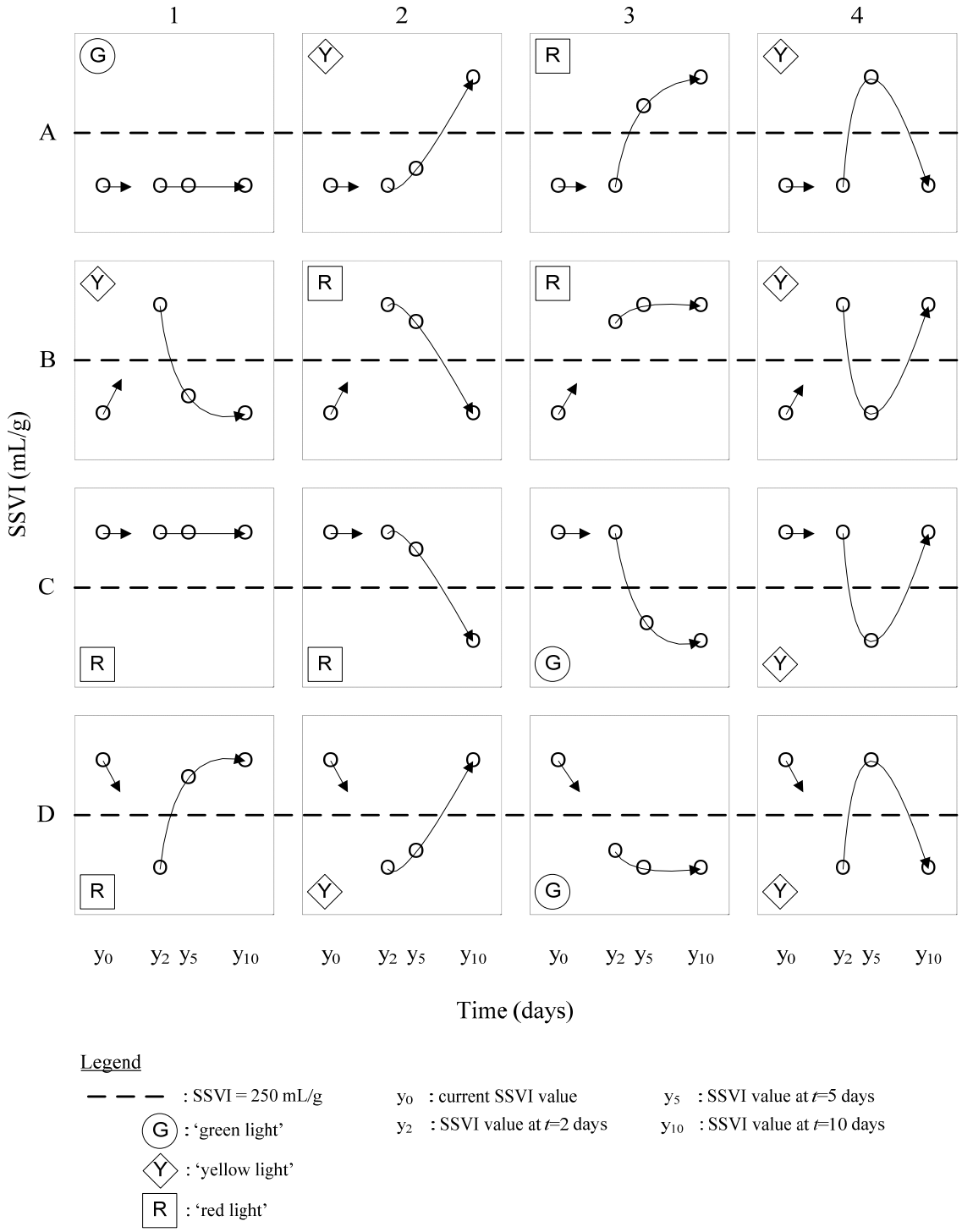

Figure 4. Possible scenarios for the warning signal system.

Some results including these 4 key parameters are presented in Table 4. The following observations were also made:

- Modelling SSVI in an autoregressive way (combinations 1 and 5) can give accurate results, but considerable delay is observed on predicted values. This prediction delay can be eliminated with the use of biomass-related information, such as ATP and SOUR. In fact, while SSVI was found to be necessary to predict the amplitude of the output signals (especially for high SSVI events), ATP and SOUR were found to be necessary to eliminate the prediction delays. The BSIs in the aeration basin and the RAS were found to be the most useful with respect to that matter;
- When used individually, SSVI also showed poor TB performance. In the case of y_{10}, this means that approximately 25% of the bulking cases were incorrectly classified as non bulking;
- Specific fbATP and SOUR (combinations 2 and 4) showed that they could help improve the TB performance of autoregressive SSVI models but showed poor accuracy and high FB numbers, when used individually. In fact, both parameters overestimated SSVI values when these were below 300 mL/g, but lacked the information necessary to predict high SSVI values above 400 mL/g. BSI_RAS also showed poor accuracy and FB performance;
- The use of 5-day time lagged inputs did not improve the overall performance of NN models compared with the use of 2-day time lags (combinations 6 and 7 or 9 and 10). They were thus not considered for further runs;
- Performance generally improved with increasing number of input variables, but overfitting was intermittently observed when the number of input variables was equal to and higher than 8 to 10. The prediction error for the training, validation and test data sets started to diverge, continuing to decrease for training data, but increasing for validation and test data. This is likely related to the small number of data points that were available for this study. Only combinations of less than 8 input variables were thus further considered;
- Combination 9 was chosen as the best overall combination and was used for the next step, in Section 3.2. The NN model response for this combination is given in Figure 5. The points shown on this figure represent all predicted points, namely points used during the

training (60% of data points, R^2 = 0.99), test (20% of data points, R^2 = 0.93) and validation (20% of data points, R^2 = 0.93) phases;

Table 4. Results for different NN model input variable combinations for output variable y_{10} (var. = variable)

No.	# var.	Combination	R^2	RMSE (mL/g)	RRMSE (%)	ACC (%)	TB (%)	FB (%)
1	2	SSVI (*t*=0 and *t*-2)	0.90	26	10.3	80	75	14
2	3	SOUR (*t*=0, *t*-2 and *t*-5)	0.16	75	24.2	62	86	63
3	3	BSI_RAS (*t*=0, *t*-2 and *t*-5)	0.37	65	24.4	59	69	51
4	3	s-fbATP (*t*=0, *t*-2 and *t*-5)	0.50	57	19.2	68	91	56
5	3	SSVI (*t*=0, *t*-2 and *t*-5)	0.90	25	8.8	79	73	14
6	4	SSVI (*t*-5) s-fbATP (*t*-5) SOUR (*t*-5) BSI_RAS (*t*-5)	0.86	30	10.9	80	81	21
7	4	SSVI (*t*-2) s-fbATP (*t*-2) SOUR (*t*-2) BSI_RAS (*t*-2)	0.94	20	7.3	89	92	15
8	4	SSVI (*t*=0) s-fbATP (*t*=0) SOUR (*t*=0) BSI_RAS (*t*=0)	0.96	17	6.0	90	92	12
9	7	SSVI (*t*=0) s-fbATP (*t*=0 and *t*-2) SOUR (*t*=0 and *t*-2) BSI_RAS (*t*=0 and *t*-2)	0.98	12	4.2	94	94	6
10	7	SSVI (*t*=0) s-fbATP (*t*=0 and *t*-5) SOUR (*t*=0 and *t*-5) BSI_RAS (*t*=0 and *t*-5)	0.98	11	4.4	89	89	10

- Similar results were obtained and similar observations were made when the desired outputs were SSVI at t = 2 and 5 days (results not shown). TB and ACC generally increased by an average of 5 to 10% when comparing y_{10} to y_5 and y_2, respectively, for all

combinations. RMSE and RRMSE generally improved by an average of 20 to 40% when comparing y_{10} to y_5 and y_2, respectively, for all combinations.

As a basis for comparison, the authors also used Combination 9 to predict SSVI at t = 10 days with the partial least squares (PLS) regression method. The R^2 and the RMSE for this test were 0.40 and 48 mL/g, respectively. These results indicate that, for the AST system studied in this paper, the nonlinearity introduced by the activation function helped the NN approach outperform the linear PLS method.

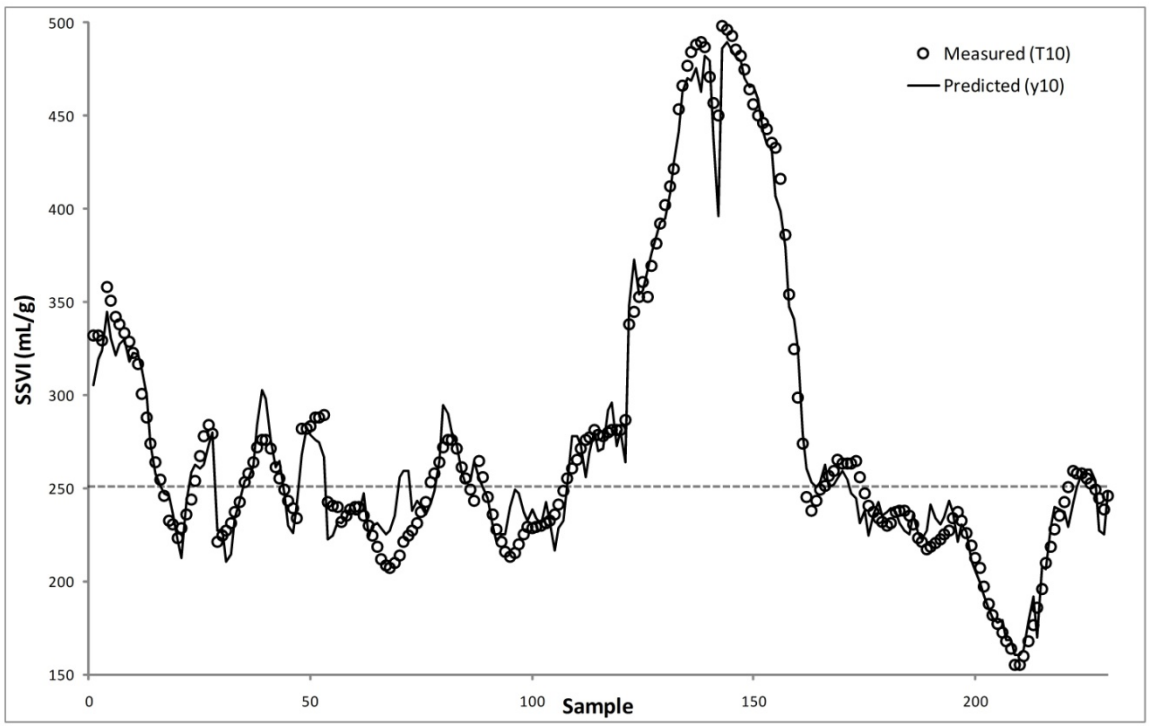

Figure 5. Neural network predicted output (y_{10}) and measured values (T_{10}) using key parameters (the limit between bulking and non bulking states is indicated by the dotted line at 250 mL/g).

3.2 Development of warning signal

The key parameters identified in Section 3.1 were used to model the SSVI at t+2, t+5 and t+10 in order to provide actionable information, such as key performance indicators, for bulking troubleshooting. Table 5 shows the results for this exercise for green, yellow and red lights, in the form of confusion matrices. The terms included in this table are similar to those described in

Section 2.2.4. The trends that were observed the most often were C1 (30%) and A1 (22%), meaning that the activated sludge system spent over 50% of the time sustaining either a bulking or a non bulking state for a duration of 10 days. These trends were followed by C2 (13%), A2 (7%) and A3 (6%). The other cases associated with a red light only represented 3% (D1), 2% (B3) and 0% (B2), respectively.

Table 5. Confusion matrices for green, yellow and red lights in the bulking warning system.

Predicted → **Measured↓**	*Green* (G)	*Non green* (NG)	*True green rate (%)*	*False green rate (%)*	*Accuracy (%)*
Green (G)	54	9	84	5	92
Non green (NG)	10	157			
Predicted → **Measured↓**	*Yellow* (Y)	*Non yellow* (NY)	*True yellow rate (%)*	*False yellow rate (%)*	*Accuracy (%)*
Yellow (Y)	26	14	65	7	88
Non yellow (NY)	14	176			
Predicted → **Measured↓**	*Red* (R)	*Non red* (NR)	*True red rate (%)*	*False red rate (%)*	*Accuracy (%)*
Red (R)	117	9	93	10	92
Non red (NR)	10	94			

Of particular interest to this warning signal, the proportion of G cases that were incorrectly classified as R was only equal to 5%, while the proportion of R cases that were incorrectly classified as G was less than 2%. The true yellow rate was relatively low, perhaps because of the low number of true yellow light events or the ambiguity around the definition of a yellow light. It was found that 21% of the Y cases were incorrectly classified as G. The proportion of Y cases that were incorrectly classified as R was also equal to 21%.

Once the NN model identifies the warning level associated with the predicted SSVI values, appropriate action can be taken. A green light would indicate that no immediate specific action (other than routinely performed) is required. A yellow light would indicate that there is uncertainty whether the system will experience bulking or will drift in and out of the bulking zone. A yellow light would require careful monitoring of stress factors, such as nutrients and DO, and adjustments where needed. Contributions from different mill effluents should be carefully checked as well as upstream spills and tank overflows. Short-term control methods, such as redistribution of biomass from the clarifiers to the aeration tanks and/or increase in the sludge

wasting rate could be considered at this point, as well as chlorination, if microscopic observations can confirm the presence of filamentous bacteria. A confirmation of the predicted trend with the model outputs from the next two days should be obtained before these methods are implemented. Finally, a red light would indicate that appropriate action is required to address the sources of bulking or to counter its consequences. Pressure factors adjustments and immediate bulking control actions are needed.

As mentioned earlier, NN approaches to solving fault detection and diagnosis problems need to exhibit certain desirable characteristics to be effective. Reflecting on these, the NN model used in this section showed good isolability properties by distinguishing between red and yellow cases. Some extrapolation problems may have been avoided because data used for training seemed to cover the whole application domain in terms of amplitude. For example, many examples of trends starting below 250 mL/g and crossing the bulking boundary can be seen on Figure 5 as well as a rising trend towards high SSVI values, between samples 120 and 140. As for frequency extrapolation, it is uncertain whether the available data reflected well the dynamic behaviour of the system and thus whether all frequencies were adequately modelled. Good frequency extrapolation properties are very important for an efficient modelling of biochemical processes (van Can et al., 1999).

Cases B2, B4 and D2 were not observed with the available data and many cases did not occur perhaps often enough, which may not allow the diagnostic system to properly recognize the occurrence of these cases in the future. Also, bulking during the study period at the mill may only have been caused by a limited number of sources or factors that were adequately modelled, but this may pose a challenge to achieving novelty identifiability in a fault diagnosis system.

The NN model developed in this study will have to be maintained and trained on a regular basis in order to give valid predictions, as new data becomes available, especially if and when the process operation changes. It is also likely that the performance of the warning signal system will get better as more data is used to retrain the NN model.

4. Conclusions

Neural networks were used to model the nonlinear relationships between a settling quality variable (SSVI) and data related to the health state of the AST process at a pulp and paper mill.

After a number of combinations had been tested as inputs to different NN models, four parameters were identified as key network inputs to develop a warning signal system for bulking that could provide actionable insight for bulking troubleshooting. These key inputs were SSVI, fbATP (a measure of bulking tendencies in activated sludge flocs), the BSI (biomass stress index) in RAS and the SOUR. These inputs were then used to model the SSVI in 2, 5 and 10 days from the current day, thus identifying bulking (red light), transitional (yellow light) and non bulking (green light) trends that could indicate whether and how bulking problems should be addressed. The results from the development of this colour-coded warning system were in good agreement with experimental data and red and green lights were accurately identified. Yellow lights were not as accurately identified, perhaps because of the low number of true yellow light occurrences, but it is likely that performance will get better as the NN is presented with new data. The onset of filamentous bulking could thus be accurately identified in order to provide the operators with enough time to react and further investigate the cause or sources of the problem.

Acknowledgements

The authors acknowledge the financial support of the National Sciences and Engineering Council of Canada (NSERC).

References

Aguado, D., Ribes, J., Montoya, T., Ferrer, J., and Seco, A. (2009). A methodology for sequencing batch reactor identification with artificial neural networks: A case study. *Computers and Chemical Engineering*, 33(2), 465-472.

Archibald, F., Methot, M., Young, F., and Paice, M. G. (2001). A simple system to rapidly monitor activated sludge health and performance. *Water Research*, 35(10), 2543-2553.

Barañao, P. A., and Hall, E. R. (2004). Modelling carbon oxidation in pulp mill activated sludge systems: Calibration of Activated Sludge Model No 3. *Water Science and Technology*, 50(3), 1-10.

Belanche, L., Valdes, J. J., Comas, J., Roda, I. R., and Poch, M. (2000). Prediction of the bulking phenomenon in wastewater treatment plants. *Artificial Intelligence in Engineering*, 14(4), 307-317.

Bergeron, J., and Pelletier, C. (2004). Occurrence and significance of filamentous bacteria in pulp and paper activated sludge systems. *Water Science and Technology*, 50(3), 39-48.

Bolmstedt, J. (2000). Dynamic modelling of an activated sludge process at a pulp and paper mill. Lund University, Lund.

Brault, J. M., Comeau, Y., Perrier, M., and Stuart, P. (2008a). Modelling pulp and paper activated sludge treatment systems for process troubleshooting. Paper presented at the *CHISA 2008 - 18th International Congress of Chemical and Process Engineering*.

Brault, J. M., Whalen, P., and Stuart, P. (2008b). Early warning signs of bulking in an activated sludge reactor through systems analysis and interpretation of ATP data. Paper presented at the *CHISA 2008 - 18th International Congress of Chemical and Process Engineering*.

Cairns, J. E., Whalen, P. A., Whalen, P. J., Tracey, D. R., & Palo, R. E. (2005). Dissolved ATP – A New Process Control Parameter for Biological Wastewater Treatment. Paper presented at *WEFTEC*, Washington D.C., USA.

Capodaglio, A. G., Jones, H. V., Novotny, V., and Feng, X. (1991). Sludge bulking analysis and forecasting. Application of system identification and artificial neural computing technologies. *Water Research*, 25(10), 1217-1224.

Choi, D.-J., and Park, H. (2001). A hybrid artificial neural network as a software sensor for optimal control of a wastewater treatment process. *Water Research*, 35(16), 3959-3967.

Côté, M., Grandjean, B. P. A., Lessard, P., and Thibault, J. (1995). Dynamic modelling of the activated sludge process. Improving prediction using neutral networks. *Water Research*, 29(4), 995.

Eikelboom, D. H. (2000). Process control of activated sludge plants by microscopic investigation. London: IWA Publishing.

Eikelboom, D. H., and Geurkink, B. (2002). Filamentous micro-organisms observed in industrial activated sludge plants. *Water Science and Technology*, 46(1-2), 535-542.

Fu, C., and Poch, M. (1995). System identification and real-time pattern recognition by neural networks for an activated sludge process. *Environment International*, 21(1), 57-69.

Fuente, M. J., and Vega, P. (1999). Neural networks applied to fault detection of a biotechnological process. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, 12(5), 569-584.

Gaval, G., and Pernelle, J.-J. (2003). Impact of the repetition of oxygen deficiencies on the filamentous bacteria proliferation in activated sludge. *Water Research*, 37(9), 1991-2000.

Gernaey, K. V., van Loosdrecht, M. C. M., Henze, M., Lind, M., and Jorgensen, S. B. (2004). Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: State of the art. *Environmental Modelling and Software: Environmental Sciences and Artificial Intelligence*, 19(9), 763-783.

Grieu, S., Thiery, F., Traore, A., Nguyen, T. P., Barreau, M., and Polit, M. (2006). KSOM and MLP neural networks for on-line estimating the efficiency of an activated sludge process. *Chemical Engineering Journal*, 116(1), 1-11.

Hagman, M., and La Cour Jansen, J. (2007). Oxygen uptake rate measurements for application at wastewater treatment plants. *Vatten*, 63, 131–138.

Hamed, M. M., Khalafallah, M. G., and Hassanien, E. A. (2004). Prediction of wastewater treatment plant performance using artificial neural networks. *Environmental Modelling and Software*, 19(10), 919-928.

Haykin, S. S. (1999). Neural networks: a comprehensive foundation (2nd ed.). Upper Saddle River, N.J.: Prentice Hall.

Henze, M., Gujer, W., Mino, T., and van Loosdrecht, M. C. M. (2000). Activated sludge models ASM1, ASM2, ASM2d and ASM3. London: IWA Publishing.

Jenkins, D., Richard, M. G., and Daigger, G. T. (2004). Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming (3rd ed.). Boca Raton: Lewis Publishers.

Kao, I. C., Chiu, S. Y., Fan, L. T., and Erickson, L. E. (1973). ATP pools in pure and mixed cultures. *Journal Water Pollution Control Federation*, 45(5), 926-931.

Kappeler, J., and Gujer, W. (1994). Development of a mathematical model for 'aerobic bulking'. *Water Research*, 28(2), 303-310.

Kavuri, S. N., and Venkatasubramanian, V. (1994). Neural network decomposition strategies for large-scale fault diagnosis. *International Journal of Control*, 59(3), 767-792.

Kohavi, R., and Provost, F. (1998). Glossary of Terms. Editorial for the special issue on application of machine learning and the knowledge of discovery process. *Machine Learning*, 30(2-3), 271-274.

Kramer, M. A., and Leonard, J. A. (1990). Diagnosis using backpropagation neural networks. Analysis and criticism. *Computers and Chemical Engineering*, 14(12), 1323-1338.

Kriger, C., and Tzoneva, R. (2007). Neural networks for prediction of wastewater treatment plant influent disturbances. Paper presented at the *8th IEEE AFRICON Conference*, Windhoek, Namibia.

Lee, D. S., Jeon, C. O., Park, J. M., and Chang, K. S. (2002). Hybrid neural network modeling of a full-scale industrial wastewater treatment process. *Biotechnology and Bioengineering*, 78(6), 670-682.

Lee, D. S., Vanrolleghem, P. A., and Jong, M. P. (2005). Parallel hybrid modeling methods for a full-scale cokes wastewater treatment plant. *Journal of Biotechnology*, 115(3), 317-328.

Leonard, J., and Kramer, M. A. (1990). Improvement of the backpropagation algorithm for training neural networks. *Computers and Chemical Engineering*, 14(3), 337-341.

Lindblom, E., Rosen, C., P.A., V., Olsson, L.-E., and Jeppsson, U. (2004, 20-24 Sept. 2004). Modelling a nutrient deficient wastewater treatment process. Paper presented at the *IWA 4th World Water Congress and Exhibition*, Marrakech, Morocco.

Lou, I. C., and De Los Reyes III, F. L. (2005). Integrating decay, storage, kinetic selection, and filamentous backbone factors in a bacterial competition model. *Water Environment Research*, 77(3), 287-296.

LuminUltra Technologies Ltd. (2008a). QG21-Wastewater, Quick-Reference Guide. from http://www.luminultra.com/dmdocuments/LTL_QR_QG21-Wastewater_EN.pdf

LuminUltra Technologies Ltd. (2008b). pATP Quick-Reference Guide. from http://www.luminultra.com/dmdocuments/LTL_QR_pATP_EN.pdf

LuminUltra Technologies Ltd. (2008c). fbATP Quick-Reference Guide. from http://www.luminultra.com/dmdocuments/LTL_QR_fbATP_EN.pdf

Luccarini, L., Porra, E., Spagni, A., Ratini, P., Grilli, S., Longhi, S., et al. (2002). Soft sensors for control of nitrogen and phosphorus removal from wastewaters by neural networks. *Water Science and Technology*, 45(4-5), 101-107.

Martinez, M., Sanchez-Marre, M., Comas, J., and Rodriguez-Roda, I. (2006). Case-based reasoning, a promising tool to face solids separation problems in the activated sludge process. *Water Science and Technology*, 53(1), 209-216.

Miller, R. M., Itoyama, K., Uda, A., Takada, H., and Bhat, N. (1997). Modeling and control of a chemical waste water treatment plant. *Computers and Chemical Engineering*, 21(Suppl. 1), S947-S952.

Moral, H., Aksoy, A., and Gokcay, C. F. (2008). Modeling of the activated sludge process by using artificial neural networks with automated architecture screening. *Computers and Chemical Engineering*, 32(10), 2471-2478.

Mujunen, S.-P. (1999). Multivariate monitoring of wastewater treatment processes in pulp and paper industry. *Acta Polytechnica Scandinavica, Chemical Technology Series*, 264, 1-89.

Ng, W. J., Ong, S. L., and Hossain, F. (2000). An algorithmic approach for system-specific modelling of activated sludge bulking in an SBR. *Environmental Modelling and Software*, 15, 199-210.

Parker, D., Appleton, R., Bratby, J., and Melcer, H. (2004). Bulking control has blossomed: how well is your selector doing? *Water Environment and Technology*, 16(3), 53-56.

Pelletier, C., Fitzsimmons, M. A., Deschenes, S., and Paice, M. (2007). Impact of septic compounds and operational conditions on the microbiology of an activated sludge system. *Water Science and Technology*, 55(6), 135-142.

Richard, M. G. (1997). Recent changes in the prevalence and causes of bulking filamentous bacteria in pulp and papermill activated sludge systems. Paper presented at the *TAPPI International Environmental Conference*, Minneapolis, MN, USA.

Smets, I. Y., Banadda, E. N., Deurinck, J., Renders, N., Jenne, R., and van Impe, J. F. (2006). Dynamic modeling of filamentous bulking in lab-scale activated sludge processes. *Journal of Process Control*, 16(3), 313-319.

Takács, I., and Fleit, E. (1995). Modelling of the micromorphology of the activated sludge floc: low DO, low F/M bulking. *Water Science and Technology*, 31(2), 235-243.

Teppola, P., Mujunen, S. P., & Minkkinen, P. (1997). Partial least squares modeling of an activated sludge plant: a case study. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 38, 197-208.

Teppola, P., and Minkkinen, P. (2000). Wavelet–PLS regression models for both exploratory data analysis and process monitoring. *Journal of Chemometrics*, 14, 383-399.

Thompson, G., Swain, J., Kay, M., and Forster, C. F. (2001). The treatment of pulp and paper mill effluent: A review. *Bioresource Technology*, 77(3), 275-286.

van Can, H. J. L., Te Braake, H. A. B., Bijman, A., Hellinga, C., Luyben, K. C. A. M., and Heijnen, J. J. (1999). An efficient model development strategy for bioprocesses based on neural networks in macroscopic balances: Part II. *Biotechnology and Bioengineering*, 62(6), 666-680.

Venkatasubramanian, V., Rengaswamy, R., Kavuri, S. N., and Yin, K. (2003). A review of process fault detection and diagnosis part III: Process history based methods. *Computers and Chemical Engineering*, 27(3), 327-346.

Venkatasubramanian, V., Rengaswamy, R., Yin, K., and Kavuri, S. N. (2003). A review of process fault detection and diagnosis part I: Quantitative model-based methods. *Computers and Chemical Engineering*, 27(3), 293-311.

Venkatasubramanian, V., Vaidyanathan, R., and Yamamoto, Y. (1990). Process fault detection and diagnosis using neural networks I. Steady-state processes. *Computers and Chemical Engineering*, 14(7), 699-712.

Watanabe, K., Hirota, S., Hou, L., and Himmelblau, D. M. (1994). Diagnosis of multiple simultaneous fault via hierarchical artificial neural networks. *AIChE Journal*, 40(5), 839-848.

Whalen, P. A., Whalen, P. J., and Tracey, D. R. (2006). Cellular ATP – A superior measure of active biomass for biological wastewater treatment processes. Paper presented at *WEFTEC*, Dallas, Texas, USA.

Zhao, H., Hao, O. J., and McAvoy, T. J. (1999). Approaches to modeling nutrient dynamics: ASM2, simplified model and neural nets. *Water Science and Technology*, 39(1), 227-234.

ANNEXE 5 – ARTICLE 5: POTENTIAL IMPACT ON ACTIVATED SLUDGE TREATMENT FROM THE IMPLEMENTATION OF CELLULOSIC ETHANOL PRODUCTION AT A PULP AND PAPER MILL

Jean-Martin Brault, Edouard Kouakou, Virginie Chambost, and Paul Stuart

Abstract

The potential impacts of additional flow and organic loads resulting from the production of cellulosic ethanol on an existing integrated newsprint mill were simulated in this paper. It was found that depending on the ethanol production rate and the existing spare capacity for additional biochemical oxygen demand (BOD), treatment plant modifications may be required. In terms of operating costs, it was found that nutrients use could increase by 50% to 150%, while aeration flow could increase by 5% to 140% depending on the desired level of dissolved oxygen in the aeration basin. Significant increases in polymer use for mixed sludge dewatering could result due to additional biosolids production. Additional capital costs for air blowers could also be necessary unless the mill has existing spare capacity. It was also found that ethanol recovery efficiency and production rate had little impact on BOD removal up to a certain ethanol production level, and that the impact on operating costs decreased with increasing recovery.

KEYWORDS: activated sludge treatment, pulp and paper, forest biorefinery, cellulosic ethanol, ASM1

The authors acknowledge the financial support of the National Sciences and Engineering Council of Canada (NSERC).

Introduction

The North American pulp and paper industry has been challenged by many factors including currency volatility, rising fibre and energy costs, and competition from larger, more efficient production facilities in emerging countries. Commodity industries such as the pulp and paper industry are also characterized by a low research and development intensity, and industry focus has subsequently migrated from process innovation to enterprise efficiency research. In order to respond to this economic stalemate situation, the North American pulp and paper industry has adopted the 'make the most of the existing industry' strategy (Stuart and Eamer 2006) and typically focuses on cut-and-slash activities, mergers and acquisitions, and minimum capital spending. To secure business activities in the long term, the industry should consider new strategies, among which the concept of the forest biorefinery has recently gained much momentum (Stuart, 2006). The forest biorefinery concept can be defined as the "full integration of the incoming biomass and other raw materials, including energy, for simultaneous production of fibres for paper products, chemicals and energy" (Axegård, 2005). Forest biorefining process

pathways have great potential to be be integrated in retrofit to existing pulp and paper facilities, in order to diversify their product portfolio and to target energy efficiency while producing a slate of commodity and value-added chemicals (Werpy and Peterson, 2004; Agenda 2020, 2006).

Ethanol is currently one of the most investigated products in the biorefinery context. While efforts during the past decade have focused on using corn and sugarcane to produce ethanol, research is now turning to other feedstocks such as lignocellulosic biomass. Most recently, due to environmental concerns and lifecycle greenhouse gas reduction goals, the targets for biofuels from renewable resources have been increased in many countries. The 2007 US Energy Mandate currently requires a production of renewable fuels of 36 billion gallons per year by 2022 of which it is estimated that cellulosic fuels would account for 16 billion gallons per year (Argyropoulos, 2008). These new targets for biofuels represent a potential for cellulosic ethanol as the main biorefinery product, in order to meet market requirements.

The integration of ethanol production in retrofit to existing pulp and paper mills will be accompanied by technical, economic and commercial risks. In terms of product design, the challenge resides in the market price volatility and the competitive landscape. Pulp and paper mills will be struggling with market price fluctuations and should secure their margins by considering production flexibility (Chambost et al., 2007). In terms of process design challenges, the new products should be defined by the best product/process scenarios and by the valorization of by-products at each biorefining step. Should these by-products be treated as a waste stream, or as an opportunity to create additional value? The latter will undoubtedly increase incremental production costs, i.e. by adding separation and concentration steps, but at the same time bring higher revenue.

It thus becomes important to assess the impact of new product streams on the existing pulp and paper mill equipment and operation. These impacts could represent important hidden costs that should be considered when assessing the economic feasibility of producing ethanol and developing a derivative product family at a pulp and paper mill. This paper addresses the potential impact on an existing activated sludge wastewater treatment plant from the implementation of a cellulosic ethanol biorefinery at a pulp and paper mill.

The basic AST process employed in the pulp and paper industry consists of an aerated reactor ensuring the suspended growth of the microorganisms responsible for treatment, a clarifier for liquid-solids separation and a recycle stream returning activated sludge from the sedimentation tank to the bioreactor. Small contact chambers upstream of the aeration tanks allow the return activated sludge (RAS) and the influent to react for a short time, thus favouring the growth of the desirable flocculating bacteria. These so-called selectors are commonly used in the pulp and paper industry and the short-term growth environment they promote improves the settling conditions in the secondary clarifier. The process configuration, particularly for the aeration tanks and the selectors, varies from mill to mill.

AST systems are designed based on two main criteria, the hydraulic and the biochemical oxygen demand (BOD) loads. The BOD load and the average flow impact such parameters as sludge retention time (SRT) and aeration tank volume. On the other hand, the peak flow determines the design of settling clarifiers and pumps/sumps. In 1998, the Pulp and Paper Technical Association of Canada (PAPTAC) performed a survey on the operation and control of activated sludge systems to which 37 mills responded (Frei and Stuart, 1998). This survey investigated where the industry was situated with regards to the design and operation of AST process units. Some results are presented in Figures 1 and 2 along with recommended design guidelines. These figures show that in general, effluent treatment plants may have reached the hydraulic capacity for their clarifiers, but may be able to sustain additional BOD loads to the aeration basins.

This situation results from design considerations at the time the clarifiers were built, and subsequent changes in effluent characteristics as the mill is continuously modernized including increasing process throughputs.

The BOD and the chemical oxygen demand (COD) are global parameters that quantify the organic load but they do not provide information on the specific composition of the effluents. Another important factor that needs to be taken into account in designing and operating an AST system is thus the type or nature of organic waste that is to be treated. Task Groups of the International Water Association (IWA) developed activated sludge models in which COD was chosen as the measure to divide organic matter in a number of categories based upon biodegradability and on whether the organic matter was soluble or particulate (IWA, 2000).

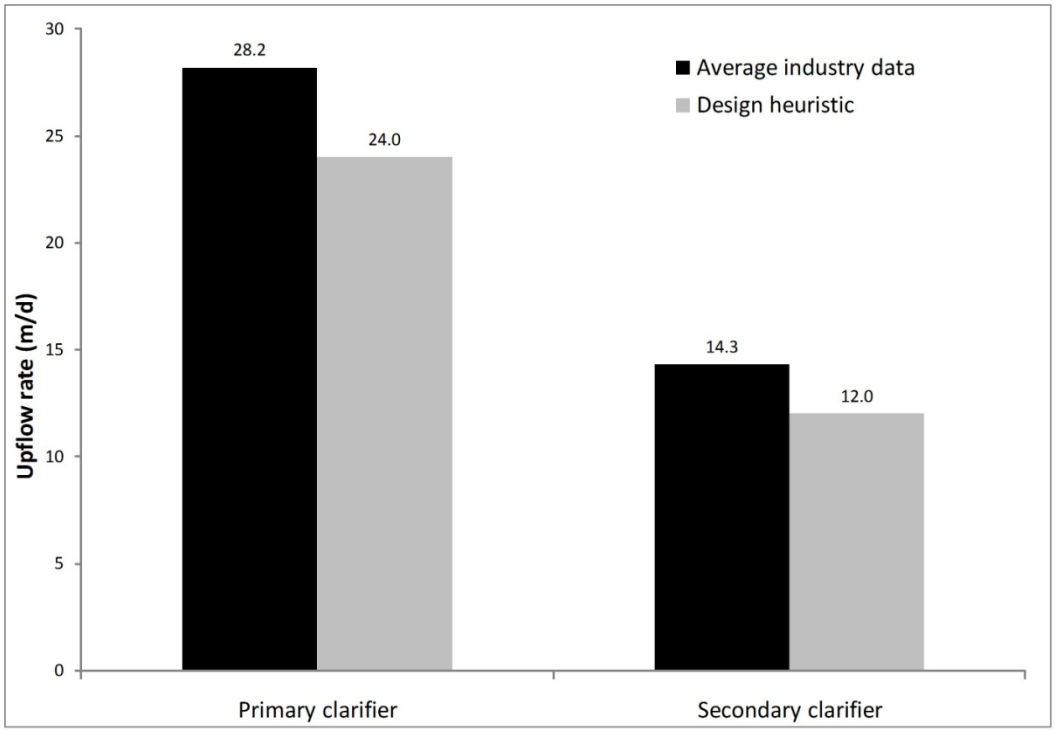

Figure 1. Design guidelines and average operating conditions for primary and secondary clarifiers at Canadian pulp and paper mills (1998).

In the Activated Sludge Model No. 1 (ASM1), the COD fractions were separated into readily and slowly biodegradable organic matter (S_S and X_S, respectively) and soluble and particulate inert organic matter (S_I and X_I, respectively). Characterization of the influent to the AST system is essential for understanding the transformations that will occur in a system, as well as for modelling industrial wastewater treatment plants (WWTPs). The BOD/COD ratio has been used as an indicator of biodegradability for an aerobic process and an untreated wastewater BOD/COD ratio of 0.5 or greater is an indication that the waste is effectively treated using biological means (Metcalf and Eddy, 2003).

The potential impacts of the integration of biorefinery-related production on the wastewater treatment system have not been estimated, and will be an important design consideration for the forest biorefinery. Valuable information can be drawn from similar industries, such as agro-industries and ethanol production from other feedstocks. As shown in

Table 1 by the relatively high BOD to COD ratios, the majority of effluents are compatible with a biological secondary treatment.

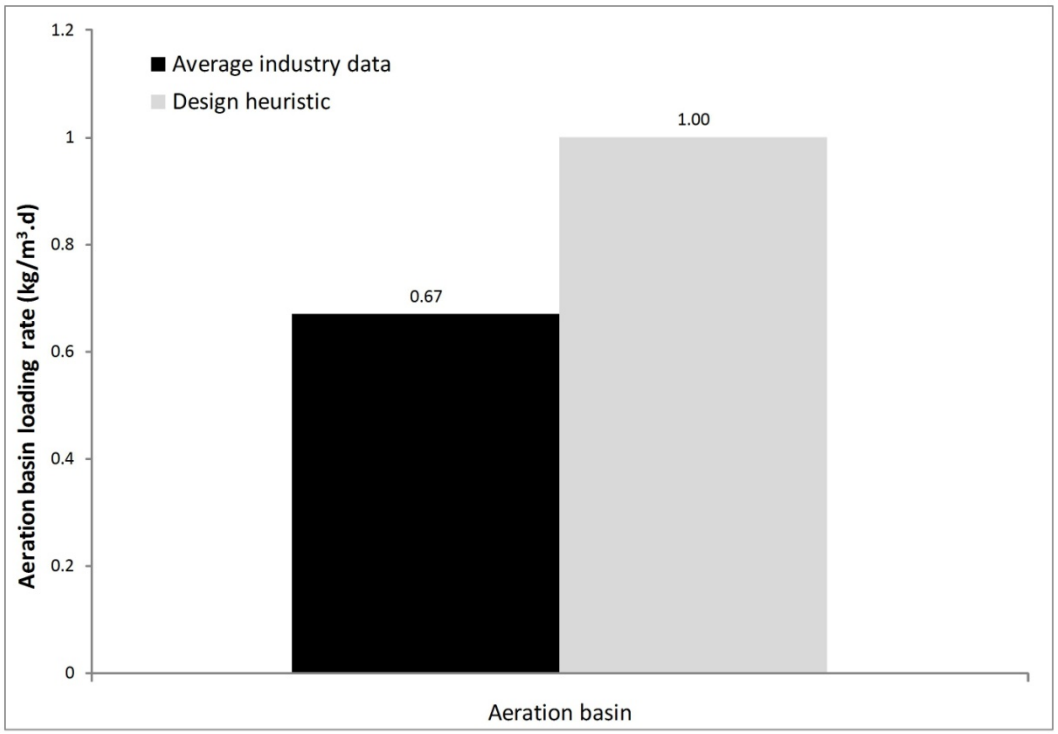

Figure 2. Design guidelines and average operating conditions for activated sludge aeration basins at Canadian pulp and paper mills (1998).

Cellulosic ethanol production generates high strength effluents as in the case of ethanol production from other feedstocks indicating that their impact on the performance of AST systems treating pulp and paper effluents may be significant, depending on the volume of ethanol produced. It has been reported that cellulosic ethanol production plants should have similar water requirements and brine discharges as operating corn ethanol plants, in addition to high BOD streams resulting from the conversion of lignin and cellulose into starch (National Research Council, 2008).

Literature on the nature and strength of biorefinery effluents is limited, including from the production of cellulosic ethanol. The National Renewable Energy Laboratory (NREL) contracted

with Merrick & Company to evaluate wastewater treatment alternatives for three lignocellulosic ethanol processes (Merrick and Company, 1998).

Table 1. Average effluent characteristics from vegetal processing and pulp and paper (chemical and mechanical pulping mills) industries and ethanol production.

Effluent type	**BOD (mg/L)**	**COD (mg/L)**	**BOD/ COD**	**TSS* (mg/L)**	**Ref.**
Winery	6,500	15,000	0.43	1,285	Adapted from (Shepherd et al., 2001)
Brewery	2,400	4,000	0.65	600	Adapted from (Driessen and Vereijkent, 2003)
Distillery	52,500	84,000	0.63	8,000	Adapted from (Rajeshwari et al., 2000)
Sugar cane	54	276	0.20	-	Adapted from (Rajeshwari et al., 2000)
Pulp and paper (chemical)	800	250	0.30	300	(Frei and Stuart, 1998)
Pulp and paper (mechanical)	1500	550	0.37	950	(Frei and Stuart, 1998)
Corn ethanol	37,000	56,000	0.66	-	(Loehr et al., 1985)
Cane juice ethanol	16,700	30,400	0.55	-	(Wilkie et al., 2000)
Cane molasses ethanol	39,000	84,900	0.46	-	(Wilkie et al., 2000)
Cellulosic ethanol (softwood)	16,300	29,400	0.53	1000	(Wilkie et al., 2000) (Larsson et al., 1997) (Palmqvist et al., 1996) (Merrick & Company, 1998)

*TSS = total suspended solids

The resulting report listed the contributors to the effluent flow and organic loads (which included still bottoms, centrifugates or evaporator condensates - depending on the design of the distillery - evaporator concentrate or syrup and boiler and cooling tower blowdown). Up to 0.02 m^3 of effluent may be generated for each kg of softwood feedstock (Wilkie et al., 2000).

Raw effluent nutrient concentrations are also critical. Agro-industry effluents from vegetal processing generate strong wastewaters with high BOD and COD contents, and are generally nutrient-deficient (low nitrogen and phosphorus) (Cervantes et al., 2006). External nitrogen and phosphorus are thus needed for good biological treatment of these effluents, such as is the case for pulp and paper wastewater treatment.

Depending on the concentration/purification processes implemented as part of the biorefinery process design, there may be capital and operating costs as well as potential impacts on the existing AST plant. The impacts of additional flow and organic loads resulting from the production of cellulosic ethanol on an existing integrated newsprint mill will be simulated and discussed in this paper.

Methodology

The methodology shown in Figure 3 was used to evaluate the impacts of the integration of ethanol production at an integrated thermomechanical pulp (TMP) newsprint mill.

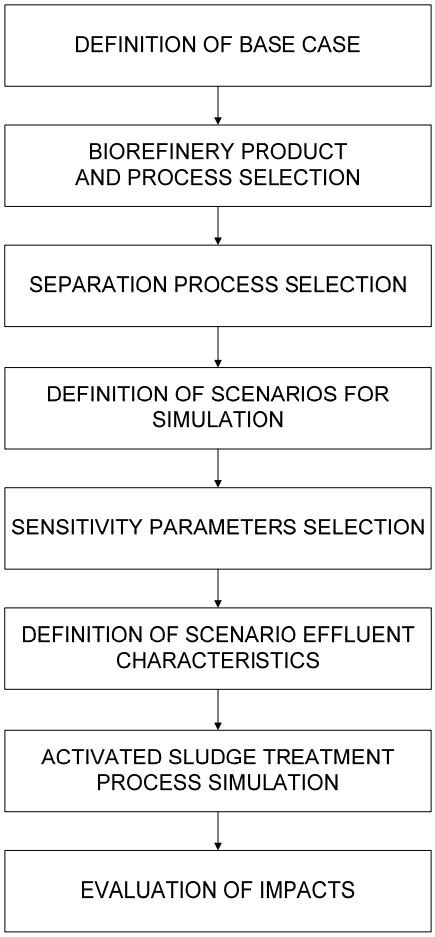

Figure 3. Methodology for evaluating the impacts on wastewater treatment of the integration of biorefinery elements to an existing pulp and paper mill.

The first step is to define the base case, namely the process and conditions for the pulp and paper mill's WWTP before the integration of biorefinery elements. The selection of the biorefinery products and processes, as well as the separation processes and conditions will then help define the different scenarios and sensitivity parameters for simulation. This in turn will determine the nature and amount of effluent generated and thus the inputs to the AST process model. The model used in this study is a modified version of ASM1 which takes into account specific characteristics of the pulp and paper industry and is termed ASMP (Brault et al., 2008). This model was incorporated into the Hydromantis GPS-X simulation environment (Hydromantis, 2006) and was complemented by one-dimensional primary and secondary clarifier models (Takacs et al., 1991).

The last step of the proposed methodology includes the evaluation of impacts on operation and on the capacity of the existing process units.

Results and discussion

Definition of base case

The mill selected for this study is an integrated TMP newsprint mill producing approximately 1,000 tons of newsprint per day and is located in Eastern Canada. Four pressurized refining units (primary and secondary) are used to produce the pulp which is bleached with sodium hydrosulphite. The mill uses mainly spruce and fir chips for pulping. The AST process is used to treat the effluents from the TMP plant, the whitewater accumulator, paper machines and the thermal power plant and was designed to treat 46,000 m^3/d and 24 tons of BOD/d. It treats an average of 26,000 m^3/d of wastewater at an average primary effluent BOD load of 20 tons/d. Figure 4 shows the actual WWTP configuration as well as a proposed integrated biorefining unit which will be later discussed.

After primary settling and pH adjustment, the effluent from the mill is pumped to a contact basin followed by a well-mixed aeration basin using jet aerators to provide the bacteria with sufficient oxygen. Nitrogen (N) and phosphorus (P), in the forms of urea and ammonium polyphosphates, are added at the influent of the contact basin. Waste activated sludge (WAS) is mixed with primary sludge in a separate tank before being fed to the dewatering process units.

Filtrates are recycled back to the influent of the primary clarifier. Part of the thickened sludge is burnt in a recovery power boiler while excess sludge is trucked to a nearby composting site for final disposal.

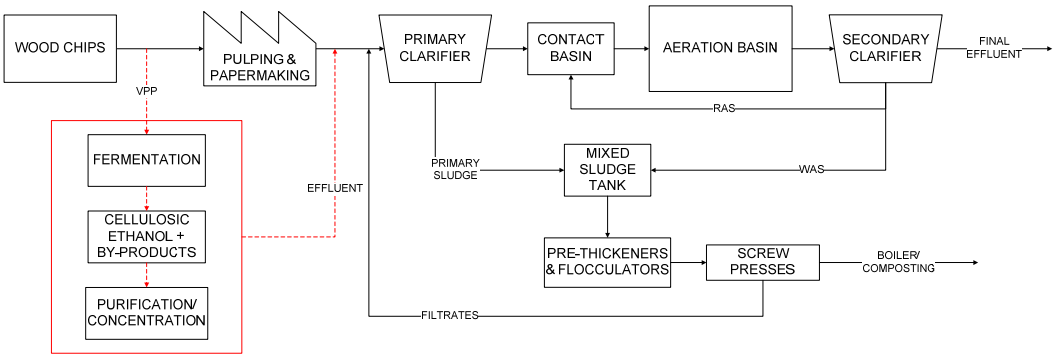

Figure 4. WWTP configuration with integrated cellulosic ethanol production.

Table 2 lists the average mill effluent characteristics as well as the conditions that were used to define the base case for the simulations. These conditions were derived from a 27-day pseudo-steady state that was chosen by analysing the signals of the primary effluent flow rate, the primary effluent BOD load, the aeration basin dissolved oxygen (DO) concentration, the sludge volume index, the WAS flow rate and the final effluent TSS concentration.

All signals showed little variation over the chosen period and this pseudo-steady state was found to be representative of the mill's average performance and operating conditions.

Targeted product, process selection and scenarios for ethanol production

The next step of the proposed methodology is the selection of the product/process combinations that should be considered for the integration of biorefinery components. Many interesting products could have been considered in this paper but too few of them have been extensively analysed in the literature to be able to assess the impacts of their production on the operation of WWTPs. On the other hand, much attention has been given to the production of cellulosic ethanol. Governmental incentives to increase the interest of technology providers in tackling techno-economic challenges, as well as increasing market demand and rising oil prices have

supported developments in ethanol production around the world. Ethanol production based on cellulosic biomass has great potential and pilot plant developments as well as governmental funding are boosting the production of cellulosic ethanol in the USA. Ethanol was thus the chosen product.

Table 2. Average mill effluent characteristics and operating conditions at the selected mill.

Parameter	Units	Value
Influent flow	m^3/d	26,000
Influent COD	mg/L	3,450
S_S fraction	-	0.45
X_S fraction	-	0.16
S_I fraction	-	0.02
X_I fraction	-	0.37
Influent BOD	mg/L	900
Influent TSS	mg/L	1,155
BOD:N:P dosage	-	100:4.5:0.6
Aeration basin temperature	ºC	30.8
Aeration basin DO	mg/L	4
Airflow into bioreactor	m^3/min	800
MLSS (mixed liquor suspended solids)	mg/L	2,630
SRT	d	13.4
Active biomass in bioreactor	% of MLSS	25
RAS flow	m^3/d	19,000
WAS flow	m^3/d	1,185
BOD removal across treatment	%	99
COD removal across treatment	%	96

The Value Prior to Pulping (VPP) process was assumed to constitute the first step in the production of ethanol. This process typically uses acid hydrolysis to separate hemicellulose from lignin and cellulose, break it into simple sugars, and then convert them to ethanol and other chemicals through fermentation and fractionation (Agenda 2020, 2006; Goyal et al., 2007). The VPP process is one of the most extensively investigated pre-treatment technologies in biorefining (van Heiningen, 2006) and one of its advantages is that it allows pulp production to continue as the value of hydrolysis products is maximized. Acid hydrolysis was assumed in the context of this work and preferred over enzymatic hydrolysis because of the lower investment costs involved. Indeed, even though enzymatic hydrolysis may show higher yields and reduces the formation of toxic compounds when compared to acid hydrolysis, additional pre-treatment of the

raw material is necessary (Galbe and Zacchi, 2002; van Heiningen, 2006). In this study, end-product inhibition was neglected.

Typically, when hemicellulose is converted to sugars, acetic acid is also produced as a co-product. It may be recovered at this step of the process and be valorised after purification (Perego et al., 1994; Galbe and Zacchi, 2002; Hamelinck et al., 2005). In this case, its impact on effluent treatment is negligible. If the acetic acid stream is directed to the effluent treatment, it will constitute an additional load of readily biodegradable organic matter to the AST system. The removal of acetic acid, as well as of other contaminants, is essential to avoid the inhibition of fermentation reactions (Frederick et al., 2008). In this study, the option of recovering acetic acid and its impacts on wastewater treatment were not evaluated.

It is to be noted that in the case of this publication, the choice of operating conditions and process components do not affect the subsequent analysis of impacts on the WWTP and thus the process selection is given as an indication of the most probable combination to succeed in the integration of ethanol production to the studied pulp and paper mill. Optimal conditions were assumed.

Separation process selection

Conventional fermentation processes are typically operated in batch mode, thereby producing only 3 to 10% wt of ethanol (Ito et al., 2005; Uragami, 2006) and inhibition or toxicity to microorganisms by end-products can significantly decrease process efficiency (Maiorella et al., 1984). The purification of ethanol-water mixtures is thus a key factor for ensuring attractive economics. Because high selectivity of ethanol/water separation and removal of inhibition phenomena could be addressed by integrating membrane systems to process design options, membrane technology was assumed for the ethanol concentration step.

Definition of scenarios for simulation and sensitivity parameters selection

The studied mill currently uses approximately 1,000 t/d of softwood chips to produce newsprint. It was assumed that the same amount of wood is used to produce paper and ethanol, and that ethanol is produced with different yields, namely 0.25, 0.35 and 0.50 L of ethanol per kg of

feedstock. A yield of 0.25 was reported for softwood (Wilkie et al. 2000), whereas higher yields were also used on the basis that suppliers and innovative technologies are now obtaining higher yields. These yields are likely to keep increasing. Hemicellulose contents of wood of 15 to 25% were also considered. Ethanol recovery efficiencies of 80, 90, 95, 99 and 100% were also considered. For a constant input of wood chips, it was thus possible to create a number of scenarios, described in Table 3. It was assumed that the extraction of hemicellulose has no impact on the normal TMP operations, nor on the paper quality. Under these conditions, the production rate of ethanol assumed for our analyses varied between 37.5 and 125 m^3/d pure ethanol. The different ethanol recovery efficiencies used had an impact on the nature of the BOD and COD loads to the WWTP.

Table 3. Scenario characteristics for simulation of impacts of ethanol production rate on the activated sludge treatment process (basis = 1000 t/d of softwood chips).

Ethanol Production rate (m^3/d)	**Yield (L Et-OH/kg feedstock)**	**Hemicellulose fraction (-)**	**Ethanol recovery efficiency (%)**
37.5	0.25	0.15	80 – 100
50.0	0.25	0.20	80 – 100
52.5	0.35	0.15	80 – 100
62.5	0.25	0.25	80 – 100
70.0	0.35	0.20	80 – 100
75.0	0.50	0.15	80 – 100
87.5	0.35	0.25	80 – 100
100.0	0.50	0.20	80 – 100
125.0	0.50	0.25	80 – 100

Definition of scenario effluent characteristics

It was assumed that the effluent from the production of cellulosic ethanol was entirely biodegradable and thus the contribution of inert organic matter (S_I and X_I) to the influent stream was considered to be negligible. When the ethanol recovery efficiency was 100%, and thus no ethanol was found in the separation process effluent, S_S was fixed at 50% of the total COD. When recovery efficiency varied from 80 to 99%, the "waste" ethanol directed to effluent treatment was considered to be readily biodegradable and was added to the S_S fraction of the total COD. Table 4 lists the values and ranges for the parameters used in the simulation of the contribution of ethanol production to the existing WWTP. The N and P contents of the ethanol

production effluent were neglected and were thus not considered in this study. Ethanol production effluent flow was calculated using 0.02 m^3 effluent generated per L of ethanol produced (Wilkie et al. 2000) and was calculated for each scenario presented in Table 3.

Table 4. Influent parameter values and ranges assumed for the simulations.

Parameter	Units	Value
Effluent flow from ethanol production	m^3/d	750 – 2,500
BOD/COD ratio	-	0.50
BOD	mg/L	15,000 – 17,000
COD	mg/L	30,000 – 34,000
S_S	-	0.50 – 0.56
X_S	-	0.44 – 0.50
S_I	-	0
X_I	-	0
TSS	mg/L	1,000*

* Ref.: Merrick and Company 1998.

Activated sludge treatment process simulation and evaluation of impacts

Simulations of the impacts of additional effluent flow and load from ethanol production on the system performance and operation were performed using a model developed and calibrated at an integrated newsprint mill (Brault et al. 2008). The simulation results were compared with the base case defined above. The additional BOD loads from the effluent of the ethanol production units that were considered constituted an increase of approximately 50 to 160%, whereas the considered additional effluent flow constituted an increase of 3 to 9% of the total flow normally directed to the primary clarifier. For this study, the effluent from ethanol production was also directed to the primary clarifier, but whether it would be better to direct it to the general mill sewer or directly to the inlet of the selector (secondary treatment) remains to be determined. This will depend on the exact nature of the ethanol production effluent stream and whether the primary clarifier could act as an equalization basin to avoid peaks of readily biodegradable organic matter to the secondary treatment. It should be noted that the SRT was kept constant at the base case value of 13.4 days for all simulations by increasing the WAS flow. It was observed that the SRT would increase to up to 14.8 days if no adjustments were made, indicating that normal operating conditions for which the system was designed would not be respected.

First, the impact of incremental ethanol production on the system's BOD removal efficiency was analysed, without any nutrient (N and P) adjustments. For this scenario, nutrients were added to meet the nutrient requirements associated with the pulp and paper effluent. Figure 5 shows the impact on the overall BOD removal due to the ethanol production rate and ethanol recovery efficiency. Without additional nutrient dosage, BOD removal starts to drop to unacceptably low levels and can reach less than 50% when 125 m^3/d of ethanol are produced. This indicates that additional nutrient dosage will be necessary to counter the contribution of the ethanol effluent organic load, as can be expected, implying an increase in operating costs.

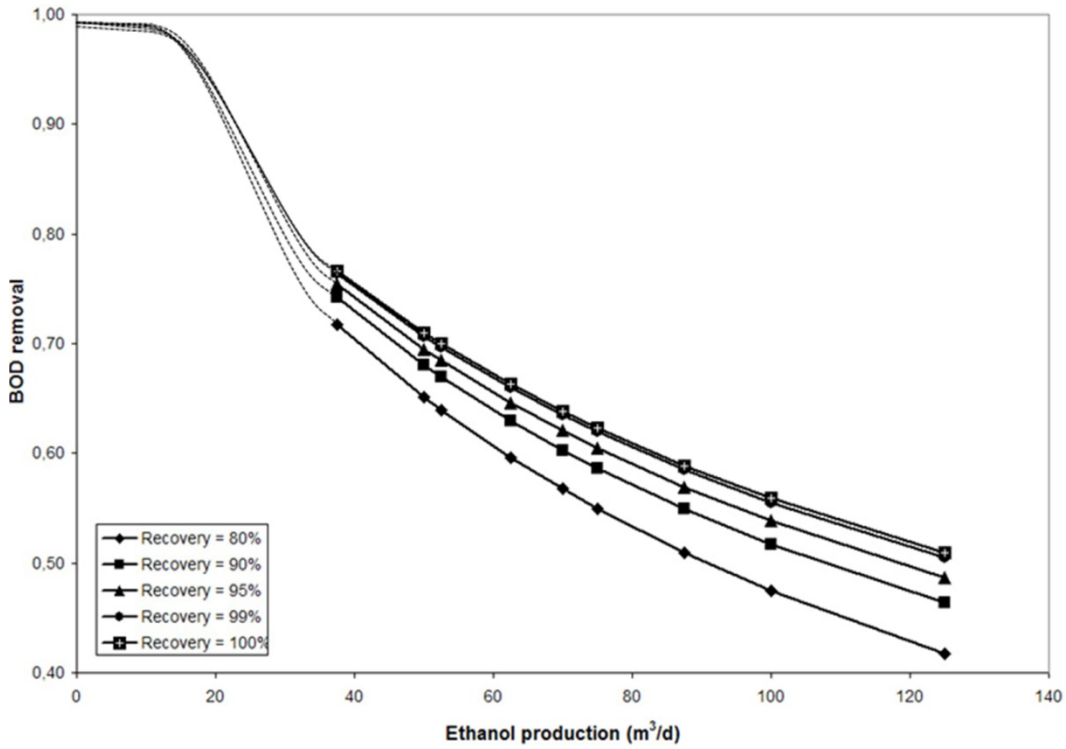

Figure 5. Impact of ethanol production rate and ethanol recovery efficiency on the overall BOD removal (without N and P adjustments).

The second set of simulations performed involved additional nutrient dosage. Nutrients were added using the mill's BOD:N:P ratio found in Table 4. The resulting impact of ethanol production rate on the BOD removal is shown in Figure 6. Results show that the additional BOD loads to the system have a negligible impact on the system's performance up to a production rate

of approximately 75 m^3/d and that the mill is able to maintain its effluent BOD discharges at a very low level. When ethanol production rate was above 75 m^3/d, the BOD removal was impaired.

For the mill under study, this corresponds to an additional 1,500 m^3/d of effluent directed at the primary clarifier, namely a 5.5% increase in treated flow. This decrease in the BOD removal coincides with DO changes in the aeration basin, attaining undesirable levels (< 1 mg/L) when the ethanol production rate reached 50 m^3/d. Dissolved oxygen concentrations should indeed be maintained between 1.5 and 4.0 mg/L in all areas of the aeration tank to promote ideal growth conditions for the microorganisms and avoid the predominance of certain types of filamentous bacteria (Metcalf and Eddy, 2003). A DO target of 2.0 mg/L should be a good compromise between aeration costs and process performance.

To maintain the current DO level at the studied mill, additional air input is necessary in the aeration basin. This will in turn ensure high BOD removal for production rates of 37.5 to 125 m^3/d of ethanol. Figure 7 reports the increase in air flow to maintain different DO levels in the aeration basin for 4 different ethanol production rates and recovery efficiencies of 80 and 100%. This indicates that, as can be expected, additional aeration will be necessary to counter the contribution of the ethanol effluent organic load implying considerable additional aeration energy operating costs. The only decrease in aeration usage was observed for an ethanol production rate of 50 m^3/d and 100% recovery efficiency, in order to maintain a DO level of 1.0 mg/L. All other scenarios implied increased aeration usage and thus increased operating costs, but Figure 7 shows that the studied mill could decrease its actual DO level of 4.0 mg/L to lower levels in order to minimize the additional costs related to ethanol production. To avoid the additional costs, it might be necessary to risk operating at lower DO levels.

The importance of high recovery efficiency is also shown in Figure 7, with additional aeration usage needed of as much as 15% when comparing recovery efficiencies of 80 and 100% for an ethanol production rate of 125 m^3/d. Depending on the installed capacity of the blowers at the studied mill and on ethanol production rate, these results may also imply capital costs to increase capacity. When provided with adequate nutrients and oxygen, the active biomass present in the system was not predicted to fluctuate for the range of ethanol production rates.

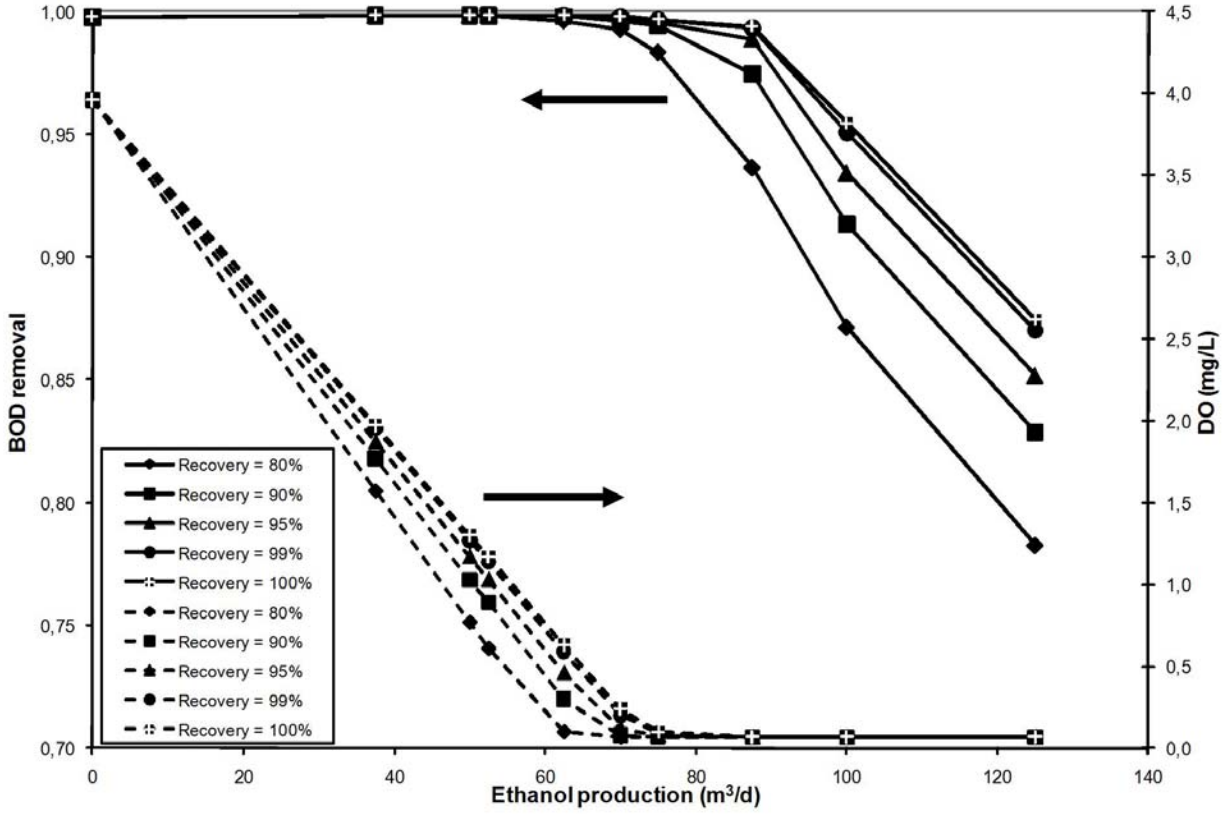

Figure 6. Impact of ethanol production rate and ethanol recovery efficiency on the overall BOD removal for different aeration basin DO concentrations (with N and P adjustments).

The relative quantities of primary and secondary sludges to dewater is also an important factor to analyse, especially in the case of the studied mill which uses screw presses. Screw presses do not handle well low ratios of primary to secondary sludge solids when dewatering mixed sludge.

Figure 8 shows that the ratio decreases considerably with increasing ethanol production rate, indicating that additional operating costs would be incurred by the increased amount of secondary sludge to be dewatered and disposed of. Between a primary to secondary sludge ratio of 2.00 and 2.50, solids become wetter and are difficult to dewater, resulting in an exponential increase in polymer use. Once again, depending on the capacity of the sludge dewatering units and of the biomass boiler, additional capital investment may be necessary. In 1998, 65% of the Canadian mills used screw presses rather than belt presses (Frei and Stuart, 1998) indicating that

it could have an important impact on the industry as a whole regarding operating costs related to polymers. Screw presses at Canadian mills generally have spare capacity and thus the impacts would mostly be seen on operating costs.

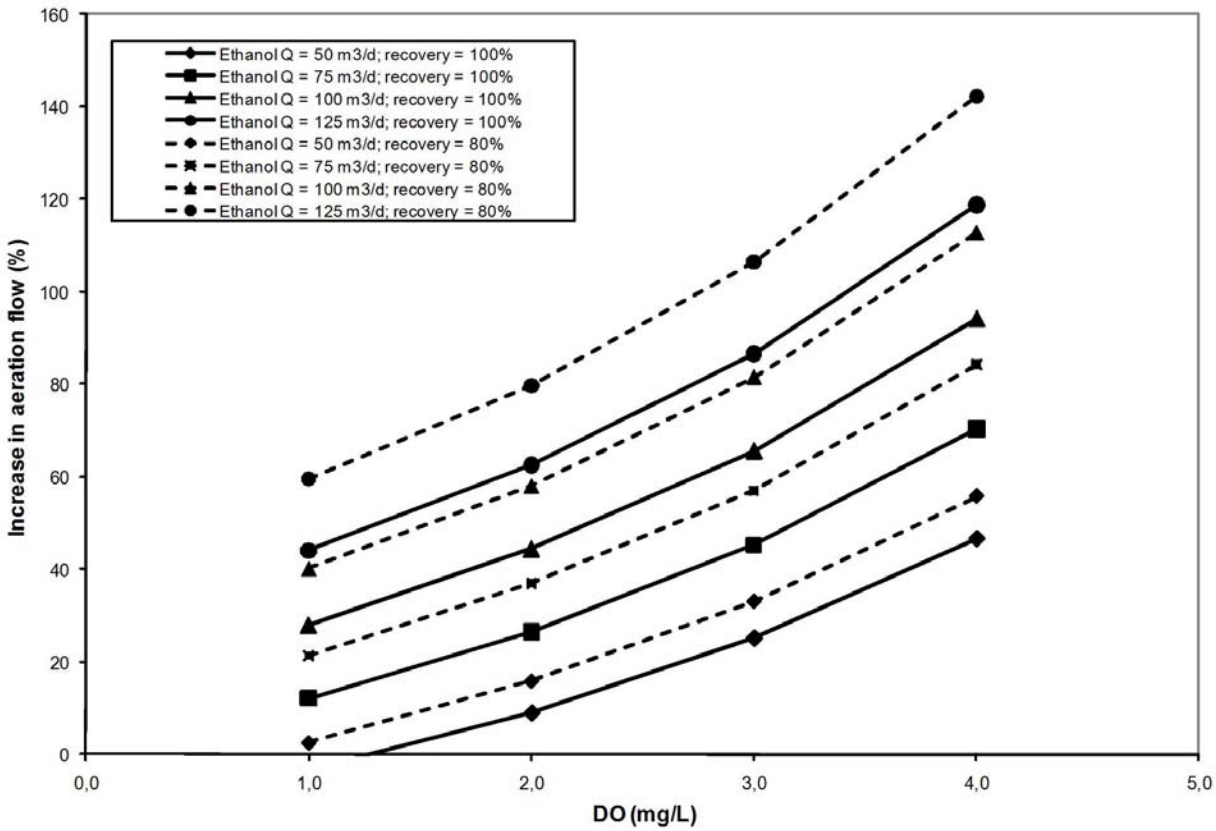

Figure 7. Air flow needed to maintain different levels of DO in the aeration basin for different ethanol production rates and recovery efficiencies (with N and P adjustments).

Settling problems in pulp and paper industry as well as in food-industry wastewater treatment are often associated with high concentrations of readily biodegradable organic compounds. The additional load of readily biodegradable organic matter coming from the production of cellulosic ethanol could result in a higher frequency of settling problems, particularly filamentous bulking, leading to possible non-compliance events or increased use of settling aids and chlorination.

It is also important to look at where the AST system's clarifiers and aeration tank are situated with respect to their design capacity with the additional flow and loads from ethanol

production. Table 5 shows the impact of these additional flows and loads versus the process units' capacities.

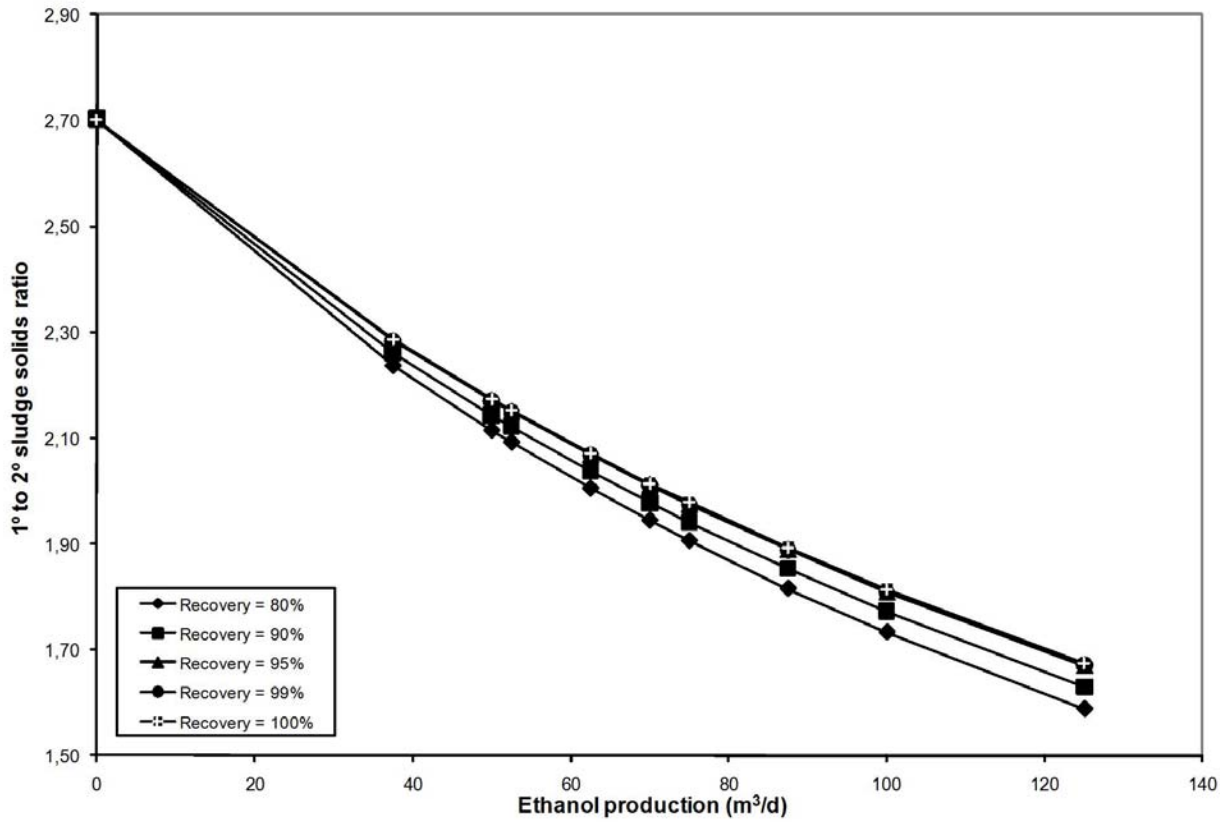

Figure 8. Impact of ethanol production rate and ethanol recovery efficiency on the primary to secondary sludge solids to be dewatered (with N and P adjustments).

Table 5. Design capacity of process units and conditions incurred by ethanol production.

Parameter	Design capacity	Base case	Base case + ethanol production
Primary clarifier upflow rate (m/d)	27.7	15.7	16.6 – 18.7
Secondary clarifier upflow rate (m/d)	16.3	19.5	20.2 – 21.7
BOD loading to aeration tanks ($kg/m^3 \cdot d$)	0.72	0.49	0.75 – 1.32

The results reported in Table 5 show that the studied mill's WWTP would most likely have no problem handling the additional hydraulic load, but to handle the additional organic load, either capital investment or increased operating costs would be needed. This is consistent with the results on aeration and sludge wastage. When designing clarifiers on hydraulic load, peak

factors of 1.2 and 1.5 for monthly maximum flow and daily maximum flow to average flow are typically used. In this study, the additional flows from ethanol production were always below these maximum flows and only implied peak flows of up to 1.1 times the average mill flow.

On the one hand, a larger proportion of the operating costs is usually related to the BOD load rather than to the hydraulic load (typically 70 and 30%, respectively). On the other hand, capital costs related to increasing hydraulic load capacity are usually considerably higher than for increasing the capacity to handle additional BOD loadings. If a mill approaches hydraulic capacity because of ethanol production effluents, hydraulics-related capital costs could be considerable and it might be more profitable to reduce pulp and paper-related effluent flows (by reducing water usage or reducing pulp and paper production). For the BOD load, the system may be overloaded, but this may only imply additional operating costs.

Finally, the values used for the ethanol yield (see Table 3) reflect recent work done on the production of ethanol from softwood (Larsson et al., 1997; Wilkie et al., 2000; Galbe and Zacchi, 2002) and it is likely that improvements in that respect can be expected with research and technological advancements, as mentioned earlier. Higher yields could then lead to lower specific effluent flows and BOD and COD loads to be handled by the WWTP.

Conclusions

The economic viability of a biorefinery project should take into account hidden/incremental costs, for example, potential increases in wastewater treatment costs. It is critical that the overall hydraulic load to the WWTP remain at or near existing levels, whereas the impact due to the increased BOD load will be variable due to the existing operating vs design conditions for the WWTP.

The impact due to the production of cellulosic ethanol using the Value Prior to Pulping (VPP) process on the wastewater treatment plant operation of an existing integrated newsprint mill was analysed using an activated sludge model developed for the pulp and paper industry. It was found that depending on the ethanol production rate and the existing spare capacity for additional BOD, treatment plant modifications may or may not be required. In terms of operating costs, for the example considered, it was found that nutrients use could increase by 50% to 150%, while

aeration flow could increase by 5% to 140% depending on the desired level of DO in the aeration basin. To avoid these additional costs, it is recommended that the mill should first explore operating at lower DO levels, and determine the impact on system operation. Significant increases in polymer use for mixed sludge dewatering could result due to additional biosolids production. Additional capital costs for air blowers could also be necessary unless the mill has existing spare capacity.

The potential impacts of ethanol production on an existing AST system were explored for production rates of 37.5 to 125 m^3/d pure ethanol, and ethanol recovery efficiencies of 80 to 100%. It was found that recovery and production rate had little impact on BOD removal up to a threshold (in this case) of 75 m^3/d of ethanol, and that the impact on operating costs decreases with increasing recovery. This represents an important design opportunity for selective membranes.

Separation and purification of ethanol-water mixtures remain a key factor to ensure energy efficiency and economic performance of biorefining applications.

References

Agenda 2020 (2006). Technology Alliance, Forest product industry technology roadmap, special project for the AF & PA, 78p.

Argyropoulos P. (2008). The energy independence and security act – RFS 2. US EPA presentation, March 2008.

Axegård, P. (2005). The future pulp mill – a biorefinery, 1st International Biorefinery Workshop, July 20-21, Washington DC, USA.

Brault J.-M., Comeau Y., Perrier M., Stuart P. (2008). Modelling pulp and paper activated sludge treatment systems for process troubleshooting. *Preprints of the 18th International Congress of Chemical and Process Engineering CHISA*, Prague, Czech Republic, August 24-28; Process Engineering Publisher: Prague, Czech Republic.

Cervantes F. J., Pavlostathis S.G., v. Haandel A. C. (2006). Advanced biological treatment processes for industrial wastewaters: principles & applications. IWA Publishing, London, UK.

Chambost V., Eamer R., Stuart P. (2007). Systematic methodology for identifying promising forest biorefinery products. *Pulp & Paper Canada*, 108 (6), 30-35.

Di Luccio M., Borges C. P., Alves T.L.M. (2002). Economics analysis of ethanol and fructose production by selective fermentation coupled to pervaporation: effect of membrane costs on process economics. *Desalination*, 147, 161-166.

Driessen W., Vereijkent T. (2003). Recent developments in biological treatment of brewery effluent. *Proceedings of the Institute and Guild of Brewing Convention*, Livingstone, Zambia.

Frederick W.J., Lien S.J., Courchene C.E., DeMartini N.A., Ragauskas A.J., Iisa K. (2008). Production of ethanol from carbohydrates from loblolly pine: A technical and economic assessment. *Bioresource Technology*, 99, 5051-5057.

Frei K., Stuart P. (1998). Activated sludge monitoring and control survey. Pulp and Paper Technical Association of Canada (PAPTAC).

Galbe M., Zacchi G. (2002). A review of the production of ethanol from softwood. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 59, 618-628.

Goyal G. C., Tan Z., Yin C., Marsoln N., Amidon T. (2007). Biorefinery – An overview. *3rd International Colloquium on Eucalyptus pulp (ICEP)*, March 4-7, Belo Horizonte, Brazil.

Hamelinck C.N., van Hooijdonk G., Faaij A. PC. (2005). Ethanol from lignocellulosic biomass : techno-economic performance in short-, middle- and long-term. *Biomass & Bioenergy*, 28, 384-410.

Hydromantis Inc. (2006) GPS-X Version 5.0.2. Hydromantis Inc., Hamilton, Ontario, Canada, http://www.hydromantis.com.

Ito Y., Ito T., Takaba H., Nakao S. (2005). Development of gating membranes that are sensitive to the concentration of ethanol. *Journal of Membrane Science*, 261, 145-161.

IWA (2000). Activated Sludge Models ASM1, ASM2, ASM2d, and ASM3. International Water Association Science Technical Report No. 9. IWA Task Group on Mathematical Modeling for Design and Operation of Biological Wastewater Treatment, International Water Association: London, United Kingdom.

Larsson M., Galbe M., Zacchi G. (1997). Recirculation of process water in the production of ethanol from softwood. *Bioresource Technology*, 60, 143-151.

Loehr R. C., Sengupta M., Ludwig H.F. (1985). Management of ethanol production wastes: a review of available information. Environmental Sanitation *Reviews*, 16, 54.

Maiorella B.L., Blanch H.W., Wilke C.R. (1984). *Biotechnology and Bioengineering*, 26, 1003.

Merrick and Company (1998). Wastewater treatment options for the biomass-to-ethanol process. NREL Subcontract AXE-8-18020-01, Aurora, CO.

Metcalf and Eddy (2003). Wastewater Engineering - Treatment and Reuse. New York, NY, McGraw Hill.

National Research Council (2008). Water implications of biofuels production in the United States. NRC, Washington, D.C., Committee on Water Implications of Biofuels Production in the United States, Water Science and Technology Board, Division on Earth and Life Studies.

Palmqvist E., Hahn-Hagerdal B., Galbe M., Larsson M., Stenberg K., Szengyel Z., Tengborg C., Zacchi G. (1996). Design and operation of a bench-scale process development unit for the production of ethanol from lignocellulosics. *Bioresource Technology*, 58(2), 171-179.

Perego P., Converti A., Zilli M., Del Borghi M. (1994). Acid hemicellulose hydrolysates: Physical treatments and continuous immobilized-cell fermentations. *Bioprocess Engineering*, 10, 35-41.

Rajeshwari K. V., Balakrishnan M., Kansal A., Lata K., Kishore V.V.N. (2000). State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 4(2), 135-156.

Shepherd H. L., Grismer M.E., Tchobanoglous G. (2001). Treatment of high-strength winery wastewater using a subsurface-flow constructed wetland. *Water Environment Research*, 73(4), 394-403.

Stuart P. (2006). The forest biorefinery: survival strategy for Canada's pulp and paper sector? *Pulp & Paper Canada*, 107(6), 13-16.

Stuart P., Eamer B. (2006). Saving the Canadian Pulp and Paper Industry: Discussing Possible Solutions. *Pulp & Paper Canada*, 106(1), 25-28.

Takács, I., Patry, G. G., Nolasco, D. (1991) Dynamic model of the clarification-thickening process. *Water Research*, 25(10), 1263-1271.

Uragami T. (2006). Concentration of aqueous solutions by porous poly(dimethylsiloxane) membranes during temperature-difference controlling evapomeation. *Desalination*, 193, 335-343.

van Heiningen A. (2006). Converting a kraft pulp mill into an integrated forest biorefinery. *Pulp & Paper Canada*, 107(6), 38-43.

Werpy T., Peterson G. (2004). Top value added chemicals from biomass feedstock – Volume I: Results of screening for potential candidates from sugars and synthesis gas", US Department of Energy, 70 p.

Wilkie A. C., Riedesel K.J., Owens J.M. (2000). Stillage characterization and anaerobic treatment of ethanol stillage from conventional and cellulosic feedstocks. *Biomass and Bioenergy* 19(2), 63-102.

ANNEXE 6 – BILANS DE MATIÈRE DU MODÈLE ASMP

Dans cette annexe, les bilans de matière autour des composantes au cœur du modèle ASMP sont présentés. Les processus sont présentés sous la forme d'une matrice à l'Article 3, mais sont également inclus ici sous la forme d'équations.

Croissance et dégradation de la biomasse hétérotrophe (X_{OHO}) en aérobie :

$$\frac{dX_{OHO}}{dt} = X_{OHO}\left[\mu_{OHO}\left(\frac{S_S}{K_S + S_S}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2} + S_{O2}}\right)\left(\frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}}\right)\left(\frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}}\right) - b_{OHO}\right]$$

ou $\frac{dX_{OHO}}{dt} = \rho_1 - \rho_2$

et : $$\rho_1 = \mu_{OHO}\left(\frac{S_S}{K_S + S_S}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2} + S_{O2}}\right)\left(\frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}}\right)\left(\frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}}\right)X_{OHO}$$

$$\rho_2 = b_{OHO}X_{OHO}$$

Bilan autour de la matière organique rapidement biodégradable (S_S) : consommation et production de substrat rapidement biodégradable :

$$\frac{dS_S}{dt} = X_{OHO}\left[\begin{array}{l} -\frac{\mu_{OHO}}{Y_{OHO}}\left(\frac{S_S}{K_S + S_S}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2} + S_{O2}}\right)\left(\frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}}\right)\left(\frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}}\right) \\ + k_h\left(\frac{X_S/X_{OHO}}{K_X + X_S/X_{OHO}}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2} + S_{O2}}\right) \end{array}\right]$$

ou $\frac{dS_S}{dt} = \frac{-\rho_1}{Y_{OHO}} + \rho_3$

et : $$\rho_3 = k_h\left(\frac{X_S/X_{OHO}}{K_X + X_S/X_{OHO}}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2} + S_{O2}}\right)X_{OHO}$$

Bilan autour de la matière organique lentement biodégradable (X_S) : hydrolyse et production de substrat lentement biodégradable :

$$\frac{dX_S}{dt} = X_{OHO}\left[(1-f_{XE})b_{OHO} - k_h\left(\frac{X_S/X_{OHO}}{K_X + X_S/X_{OHO}}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2}+S_{O2}}\right)\right]$$

ou $\frac{dX_S}{dt} = (1-f_{XE})\rho_2 - \rho_3$

Bilan autour de la matière organique endogène inerte particulaire (X_E) : génération de produits inertes particulaires provenant de la dégradation de la biomasse :

$$\frac{dX_E}{dt} = f_{XE} b_{OHO} X_{OHO}$$

ou $\frac{dX_E}{dt} = f_{XE}\rho_2$

Bilan autour de l'azote organique soluble (S_{NB}) : ammonification et hydrolyse d'azote organique soluble :

$$\frac{dS_{NB}}{dt} = X_{OHO}\left[-k_a S_{NB} + k_h\left(\frac{X_S/X_{OHO}}{K_X + X_S/X_{OHO}}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2}+S_{O2}}\right)\left(\frac{X_{NB}}{X_S}\right)\right]$$

ou $\frac{dS_{NB}}{dt} = -\rho_4 + \rho_5$

et : $\rho_4 = k_a S_{NB} X_{OHO}$

$$\rho_5 = k_h\left(\frac{X_S/X_{OHO}}{K_X + X_S/X_{OHO}}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2}+S_{O2}}\right)X_{OHO}\left(\frac{X_{NB}}{X_S}\right)$$

Bilan autour de l'azote organique particulaire (X_{NB}) : hydrolyse et production d'azote organique particulaire :

$$\frac{dX_{NB}}{dt} = X_{OHO}\left[(inxb - f_{XE} \cdot inxe)b_{OHO} + k_h\left(\frac{X_S/X_{OHO}}{K_X + X_S/X_{OHO}}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2} + S_{O2}}\right)\left(\frac{X_{NB}}{X_S}\right)\right]$$

ou $\frac{dX_{NB}}{dt} = (inxb - f_{XE} \cdot inxe)\rho_2 + \rho_5$

Bilan autour de l'azote ammoniacal (S_{NH4}) : Consommation par la biomasse hétérotrophe et ammonification de l'azote ammoniacal :

$$\frac{dS_{NH4}}{dt} = X_{OHO}\left[-inxb \cdot \mu_{OHO}\left(\frac{S_S}{K_S + S_S}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2} + S_{O2}}\right)\left(\frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}}\right)\left(\frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}}\right) + k_a S_{NB}\right]$$

ou $\frac{dS_{NH4}}{dt} = -inxb \cdot \rho_1 + \rho_4$

Bilan autour du phosphore organique soluble (S_{PB}) : ammonification et hydrolyse du phosphore organique soluble :

$$\frac{dS_{PB}}{dt} = X_{OHO}\left[-k_p S_{PB} + k_h\left(\frac{X_S/X_{OHO}}{K_X + X_S/X_{OHO}}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2} + S_{O2}}\right)\left(\frac{X_{PB}}{X_S}\right)\right]$$

ou $\frac{dS_{PB}}{dt} = -\rho_6 + \rho_7$

et : $\rho_6 = k_p S_{PB} X_{OHO}$

$$\rho_7 = k_h\left(\frac{X_S/X_{OHO}}{K_X + X_S/X_{OHO}}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2} + S_{O2}}\right)X_{OHO}\left(\frac{X_{PB}}{X_S}\right)$$

Bilan autour du phosphore organique particulaire (X_{PB}) : hydrolyse et production du phosphore organique particulaire :

$$\frac{dX_{PB}}{dt} = X_{OHO}\left[(ipxb - f_{XE} \cdot ipxe)b_{OHO} + k_h\left(\frac{X_S/X_{OHO}}{K_X + X_S/X_{OHO}}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2} + S_{O2}}\right)\left(\frac{X_{PB}}{X_S}\right)\right]$$

ou $\frac{dX_{NB}}{dt} = (ipxb - f_{XE} \cdot ipxe)\rho_2 + \rho_7$

Bilan autour du phosphore inorganique soluble (S_{PO4}) : Consommation par la biomasse hétérotrophe et phosphatification du phosphore inorganique soluble (orthophosphates) :

$$\frac{dS_{PO4}}{dt} = X_{OHO}\left[-ipxb \cdot \mu_{OHO}\left(\frac{S_S}{K_S + S_S}\right)\left(\frac{S_{O2}}{K_{O2} + S_{O2}}\right)\left(\frac{S_{NH4}}{K_{NH4} + S_{NH4}}\right)\left(\frac{S_{PO4}}{K_{PO4} + S_{PO4}}\right) + k_p S_{PB}\right]$$

ou $\frac{dS_{PO4}}{dt} = -ipxb \cdot \rho_1 + \rho_6$

ANNEXE 7 – CODE DU PROGRAMME DE RÉSEAUX DE NEURONES DÉVELOPPÉ DANS L'ENVIRONNEMENT MATLAB

Cette annexe comprend le code du programme Matlab (version R2008b) développé pour la prédiction du foisonnement filamenteux. La première partie du programme permet de lisser les signaux d'entrée et de sortie aux réseaux de neurones. La deuxième partie est développée pour construire le réseau de neurones, le tester et le valider. Des outils de visualisation sont aussi incorporés au code.

```
%-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------
%PARTIE 1 – LISSAGE DES DONNÉES
%-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------
close all;
clear all;
clc

% Ouverture et lecture des fichiers Excel de données brutes non normalisées.
x_raw = xlsread('XID0708.xls'); %Données brutes d'entrée
y_raw = xlsread('P2IVBA0708.xls'); %Données brutes cibles
[RX,CX]= size(x_raw);
[RY,CY]= size(y_raw);
disp('Données chargées');

% Lissage des courbes avec une moyenne mobile
a = 1;
% Moyenne mobile de Q jours;
% b = [1/Q 1/Q 1/Q ... Q nombre de fois];
Q = 7;
for q = 1:Q
   b(1,q) = 1/Q;
end
```

```
x_mov = filter(b,a,x_raw);
y_mov = filter(b,a,y_raw);
x_mov(1:Q,:) = [];
y_mov(1:Q,:) = [];
% disp('Données lissées');


% ----------------------------------------------------------------------------------------------------------
% PARTIE 2 – PRÉTRAITEMENT DES DONNÉES ET CONSTRUCTION DES RN
% ----------------------------------------------------------------------------------------------------------
close all;
nntraintool close all;
clear all;
clc

% Ouverture et lecture des fichiers Excel de données lissées non normalisées.
x_raw = xlsread('x_mov.xls'); %Données brutes d'entrée
y_raw = xlsread('y_mov.xls'); %Données brutes cibles
[RX,CX]= size(x_raw);
[RY,CY]= size(y_raw);
disp('Données chargées');

% ---------------------------------------------------------------------
% Prétraitement des données
% ---------------------------------------------------------------------
% Normalisation par la méthode 'Min and Max' qui retourne les données dans une plage [-1,1]
% (plage par défaut);
% MAPMINMAX(X,YMIN,YMAX);
[x_norm,ps2] = mapminmax(x_mov');
[y_norm,ts2] = mapminmax(y_mov');
x_norm = x_norm';
```

```
y_norm = y_norm';
disp('Données normalisées')
x_norm = x_norm';
y_norm = y_norm';

% ---------------------------------------------------------------------
% Construction des réseaux de neurones
% ---------------------------------------------------------------------
% Création du réseau de neurones newff. La fonction newff crée un réseau feedforward. Requiert
% trois arguments:(matrice des vecteurs d'entrée, matrice des vecteurs cibles, tableau matriciel
% des nombres de neurones dans chaque couche cachée). Le nombre de neurones dans la couche
% cachée ne devrait pas être trop différent du nombre de variables d'entrée. Le nombre de
% neurones dans la couche de sortie est déterminé par la taille de la matrice de vecteurs cibles
% (ex.: 1 si seulement une cible). Il est possible de rajouter plus d'options: le 4e argument peut
% être un tableau matriciel contenant les noms des fonctions de transfert utilisées pour chaque
% couche. Le 5e argument contient le nom de la fonction d'entraînement utilisée. Les fonctions
% de transfert par défaut sont tansig pour les couches cachées et purelin pour la couche de sortie.
% L'algorithme d'entraînement par défaut est l'algorithme de Levenberg-Marquardt(trainlm).

% Nombre de neurones dans la couche cachée.
neur_caches = [10];
net = newff(x_norm,y_norm,neur_caches);
disp('Réseau de neurones créé')

% Initialisation des poids et des biais
% Les réseaux de type rétro-propagation utilisent la fonction d'initialisation 'initnw' (i.e., par
% défaut, net.layers{i}.initFcn = 'initnw'), qui calcule les valeurs des poids et des biais pour la
% couche i en utilisant la méthode d'initialisation de Nguyen-Widrow.
net = init(net);
disp('Poids et biais initialisés')
```

```
net.trainParam.max_fail = 500;
[net,tr] = train(net,x_norm,y_norm); % Le 'tr' permet de suivre/illustrer la performance du réseau
plotperform(tr);
plottrainstate(tr);
disp('Réseau de neurones entraîné')

% Simulation et obtention des sorties; visualisation des sorties vs les cibles
p_norm = sim(net,x_norm);
% Retransformation des sorties p_norm en valeurs non normalisées
P = mapminmax('reverse',p_norm,ts2);
P = P';
disp('Simulation avec le réseau de neurones')

% Calcul de l'erreur entre les cibles et les sorties du réseau de neurones et de l'erreur quadratique
% moyenne.
e1 = y_raw-P;
MSE1 = mse(e1);
RMSE1 = sqrt(MSE1);
MAE1 = mae(e1);
e2 = y_norm-p_norm;
MSE2 = mse(e2);
RMSE2 = sqrt(MSE2);
MAE2 = mae(e2);

% Récupération des erreurs d'apprentissage (60% des données), validation (20%) et test (20%)
RMSE_TRAIN = sqrt(mapminmax('reverse',(10.^(tr.perf)),ts2));
RMSE_VALID = sqrt(mapminmax('reverse',(10.^(tr.vperf)),ts2));
RMSE_TEST = sqrt(mapminmax('reverse',(10.^(tr.tperf)),ts2));

% Affichage des poids et des biais du réseau sous forme d'un vecteur
POIDS_BIAIS = getx(net);
```

```
% ---------------------------------------------------------------------------
% Visualisation des résultats
% ---------------------------------------------------------------------------
% Traçage de la courbe de régression entre les cibles et les sorties du réseau de neurones
plotregression(y_mov,P);

[R5,C5] = size(P);
for n5 = 1:C5
   figure(5)
   subplot(ceil(C5/2),ceil(C5/2),n5);
   plot(1:R5,y_mov(:,n5),'ko',1:R5,P(:,n5));
   axis([0 length(y_mov) 150 500]);
   xlabel('Sample');
   ylabel('Stirred sludge volume index (mL/g)');
   legend('Measured','Predicted','location','best');
end

[RP,CP] = size(P);
COEF1 = corrcoef(y_mov,P); %r avec données brutes lissées
R1 = COEF1(1,2);
COEF2 = corrcoef(y_norm,p_norm);
R2 = COEF2(1,2);

% Calcul du R avec déplacement des données prédites pour vérifier si des délais de prédiction
% sont présents.
R_DELAI10j = corrcoef(y_mov(1:RP-10),P(1+10:end))
R_DELAI9j = corrcoef(y_mov(1:RP-9),P(1+9:end))
R_DELAI8j = corrcoef(y_mov(1:RP-8),P(1+8:end))
R_DELAI7j = corrcoef(y_mov(1:RP-7),P(1+7:end))
R_DELAI6j = corrcoef(y_mov(1:RP-6),P(1+6:end))
R_DELAI5j = corrcoef(y_mov(1:RP-5),P(1+5:end))
```

```
R_DELAI4j = corrcoef(y_mov(1:RP-4),P(1+4:end))
R_DELAI3j = corrcoef(y_mov(1:RP-3),P(1+3:end))
R_DELAI2j = corrcoef(y_mov(1:RP-2),P(1+2:end))
R_DELAI1j = corrcoef(y_mov(1:RP-1),P(1+1:end))

CC = net.numLayers - 1;
TF1 = net.layers{1}.transferFcn;
TF2 = net.layers{2}.transferFcn;
NC1 = neur_caches(1,1);

if length(neur_caches) > 1
   NC2 = neur_caches(1,2);
else NC2=0;
end

% ---------------------------------------------------------------------------
% Enregistrement des résultats
% ---------------------------------------------------------------------------
%Écriture des résultats (prédictions, paramètres de performance, poids et biais, architecture,
% etc...) dans un fichier Excel
xlswrite('Resultats RN_TEMP',CX,'0708_CHLOR','B34');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',CY,'0708_CHLOR','B37');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',RX,'0708_CHLOR','B38');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',Q,'0708_CHLOR','B40');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',CC,'0708_CHLOR','B41');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',NC1,'0708_CHLOR','B42');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',NC2,'0708_CHLOR','B43');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',MSE1,'0708_CHLOR','B50');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',RMSE1,'0708_CHLOR','B51');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',MAE1,'0708_CHLOR','B52');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',MSE2,'0708_CHLOR','B53');
```

```
xlswrite('Resultats RN_TEMP',RMSE2,'0708_CHLOR','B54');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',MAE2,'0708_CHLOR','B55');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',R1,'0708_CHLOR','B56');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',R2,'0708_CHLOR','B57');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',POIDS_BIAIS,'0708_CHLOR','B59');

RMSE_TRAIN = RMSE_TRAIN';
RMSE_VALID = RMSE_VALID';
RMSE_TEST = RMSE_TEST';
xlswrite('Resultats RN_TEMP',RMSE_TRAIN,'0708_CHLOR','AH2');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',RMSE_VALID,'0708_CHLOR','AI2');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',RMSE_TEST,'0708_CHLOR','AJ2');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',y_raw,'0708_CHLOR','C2');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',y_mov,'0708_CHLOR','D2');
xlswrite('Resultats RN_TEMP',P,'0708_CHLOR','E2');
```