

Thèse de doctorat
INRS-Eau

**MISE AU POINT D'UN LOGICIEL DE CONTROLE DES
PROCÉDÉS DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES
(UNITÉ DE BIOFILTRATION)**

par
Jocelyn Ouellet

Directeur
Jean-Pierre Villeneuve

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC
2800, rue Einstein, bureau 020
Case postale 7500
SAINTE-FOY, (Québec)
G1V 4C7

Mars 1994

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier les nombreuses personnes qui m'ont aidé à mener à bien ce projet.

Je remercie d'abord monsieur Jean-Pierre Villeneuve, qui a agi à titre de directeur de recherche. Son encouragement à l'initiative personnelle fut pour moi un élément moteur à la créativité.

Je tiens également à remercier monsieur Pierre Lavallée de ASSEAU Inc. et monsieur Paul Lessard de l'Université Laval qui sont à la source de l'expertise qualitative en biofiltration. J'ai très apprécié leur disponibilité lors des consultations.

Je veux remercier aussi les autorités de la Communauté urbaine de Québec qui ont accepté que j'utilise les données des essais pilotes de 1986.

En outre, je veux remercier l'INRS-Eau pour son aide financière.

Je tiens également à manifester ma reconnaissance envers mes confrères d'études ainsi qu'envers tout le personnel de l'INRS-Eau, spécialement envers madame Lucie Mercier.

Enfin, c'est avec beaucoup d'émotion que je veux remercier mon épouse Lorraine pour son soutien constant et son abnégation.

RÉSUMÉ

La présente recherche a pour sujet le contrôle de la composante "traitement des eaux usées". En se plaçant dans un contexte d'une gestion intégrée des composantes du bassin versant et en s'intéressant à l'aspect traitement de l'information, les objectifs visent à fournir, à l'aide d'un outil d'aide à la supervision pour l'opérateur, des stratégies de contrôle qui respectent les objectifs définis par la hiérarchie décisionnelle.

La responsabilité du contrôle des usines de traitement des eaux usées relève encore entièrement de l'opérateur. Les outils proposés à ce jour demeurent inutilisés par les exploitants d'usine. Ces outils ont eu deux approches, soit l'approche quantitative et l'approche qualitative.

Les outils issus de l'approche quantitative utilisent des modèles dynamiques. Cependant, ces outils ne permettent d'observer le comportement de l'usine qu'avec beaucoup de difficultés et, de plus, ils ne tiennent pas compte des observations qualitatives de l'opérateur.

Par contre, les outils de l'approche qualitative intègrent les observations de l'opérateur mais ne modélisent qu'en partie les activités de traitement de l'information nécessaire à la supervision d'une usine. En général, ils ne s'intéressent qu'à l'aspect diagnostique des activités de la tâche de l'opérateur.

Ces deux approches n'ont pas vraiment cherché à intégrer les connaissances qualitatives de l'opérateur à celles contenues dans les modèles et, à développer une mémoire des modes de comportement de l'usine.

Dans la présente approche, l'objectif premier consiste à développer une méthode formelle capable d'intégrer les observations qualitatives de l'opérateur dans un modèle dynamique d'une usine. Cette usine est la "STATION EST" de la Communauté urbaine de Québec. Le modèle est intégré dans un modèle des activités de la tâche de supervision de l'opérateur capable d'analyser et de mémoriser les modes de comportement de l'usine.

Cet outil proposerait des stratégies similaires à l'opérateur en fonction des mêmes objectifs de contrôle. En effet, on observe en réalisant des comparaisons simulées à l'aide du

modèle que les stratégies de l'outil sont similaires à celles d'un opérateur personnalisé par un expert. Ces stratégies permettraient une diminution des charges rejetées en MES au milieu récepteur lors de pluie. De plus, l'outil permettrait de détecter les perturbations qui nécessitent des actions immédiates de l'opérateur.

On conclue de l'utilité potentielle de l'outil en ce qu'il permettrait d'améliorer les performances d'exploitation de l'usine et d'alléger le stress relié à la tâche de l'opérateur.

Quoique ces résultats démontreraient la validité de la présente approche, on recommande que certains aspects concernant la modélisation de l'usine et la capture des connaissances expertes devraient être explorés lors de la mise en oeuvre de l'outil dans un contexte opérationnel réel, afin d'en exploiter tout le potentiel.

TABLE DES MATIERES

	page
REMERCIEMENTS	i
RÉSUMÉ	iii
TABLE DES MATIERES	v
LISTE DES FIGURES.....	ix
LISTE DES TABLEAUX.....	xi
ABRÉVIATIONS.....	xiii
INTRODUCTION	1
1. FORMULATION DE LA PROBLÉMATIQUE	7
1.1 Concepts généraux du contrôle	8
1.2 Traitement biologique des eaux usées	11
1.3 Contrôle des procédés biologiques.....	12
1.3.1 L'exercice actuel du contrôle	12
1.3.2 Approche conventionnelle de résolution	14
1.3.3 Approche par les systèmes à base de connaissances.....	15
1.4 Synthèse de la problématique	24
1.5 Objectifs spécifiques de recherche	28

TABLE DES MATIERES (suite)

	Page
2. AUTOMATISATION DE LA SUPERVISION	31
2.1 Supervision du procédé par l'opérateur.....	31
2.1.1 Les obligations du contrôle	32
2.1.2 Les informations de l'environnement de l'opérateur.....	32
2.1.3 Les opérations de contrôle	33
2.1.4 La tâche de supervision de l'opérateur	34
2.1.4.1 Acquisition d'information	34
2.1.4.2 Détection et diagnostic adaptatif de perturbation.....	34
2.1.4.3 Anticipation d'événements	35
2.1.4.4 Mise en oeuvre d'actions correctives	35
2.1.4.5 Apprentissage des modes de comportement du procédé	35
2.1.4.6 Classification des activités de la tâche de supervision.....	35
2.2 La modélisation du procédé	36
2.2.1 Modélisation des décanteurs lamellaires et des biofiltres	37
2.2.1.1 Filtration et décantation.....	39
2.2.1.2 Les pertes de charge	40
2.2.1.3 Notion de valeur cible	47
2.2.1.4 Notion de temps de transition globale.....	49
2.2.2 Modélisation de la décantation des eaux de lavage	53
2.2.3 Modélisation de la dynamique des débits.....	53
2.2.4 Consultation des experts.....	54
2.3 Modélisation du traitement de l'information par l'opérateur.....	54
2.3.1 L'outil dans l'environnement de l'opérateur	54
2.3.2 L'environnement de l'opérateur.....	56
2.3.3 Un modèle de la tâche de supervision de l'opérateur	58

TABLE DES MATIERES (suite)

	Page
3. ASSISTANCE OPÉRATIONNELLE PAR UN SYSTEME INTELLIGENT DE SUPERVISION : ASSIS.....	63
3.1 Interaction entre les données et la tâche de supervision.....	63
3.2 Apprentissage du procédé.....	67
3.3 Description fonctionnelle des activités de traitement de l'information.....	68
3.3.1 Acquisition de l'information.....	69
3.3.2 Reconnaissance de l'état actuel du procédé.....	69
3.3.3 Détection des écarts de comportement.....	70
3.3.4 Diagnostic d'événements imprévus.....	71
3.3.5 Compilation des événements.....	73
3.3.6 Mémorisation des modes de comportement de l'usine.....	74
3.3.7 Évaluation par anticipation des modes de comportement.....	75
3.3.8 Identification des événements prévisibles.....	76
3.3.9 Initialisation des stratégies de contrôle.....	76
3.3.10 Anticipation des états à l'affluent de l'usine.....	77
3.3.11 Initialisation des états à l'usine.....	78
3.3.12 Planification des actions de contrôle.....	79
3.4 Opération de l'ASSIS.....	82
4. RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	83
4.1 Résultats.....	84
4.1.1 Sur la planification à l'aide de stratégies d'intervention.....	84
4.1.1.1 Choix des tests de comparaison.....	84
4.1.1.2 Choix de la fonction "objectifs".....	85
4.1.1.3 Performance par temps sec.....	86
4.1.1.4 Performance par temps de pluie.....	88
4.1.2 Sur la détection d'événements imprévus par l'opérateur.....	93

TABLE DES MATIERES (suite)

	Page
4.2 Discussion.....	97
4.2.1 Sur la modélisation de l'usine.....	97
4.2.2 Sur le formalisme de capture des connaissances.....	100
4.2.3 Sur la méthodologie de conception de l'outil d'aide.....	103
CONCLUSION.....	109
BIBLIOGRAPHIE.....	113

ANNEXES

ANNEXE 1: Utilisation de la modélisation quantitative au contrôle des procédés biologiques.....	ANNEXE-1 /1
ANNEXE 2: Description opérationnelle des composantes de biofiltration et de décantation de l'ouvrage d'assainissement "STATION EST".....	ANNEXE-2 /1
ANNEXE 3: Analyses d'essais pilotes sur le procédé Biodrof ^(R)	ANNEXE-3 /1
ANNEXE 4: Méthodologie de consultation des experts de la biofiltration.....	ANNEXE-4 /1
ANNEXE 5: Influence des perturbations sur les différents paramètres par rapport au temps sec. Traitement des eaux usées par décantation et biofiltration.....	ANNEXE-5 /1
ANNEXE 6: Opération de l'"ASSIS".....	ANNEXE-6 /1

LISTE DES FIGURES

	page
Figure 1.1a	Approche conventionnelle d'observation de l'usine3
Figure 1.1b	Approche proposée d'observation de l'usine 4
Figure 1.2	Contrôle de l'usine de traitement des eaux usées dans un processus hiérarchique de prise de décision.....9
Figure 2.1	Estimation de la perte de charge résiduelle (PCRL).....44
Figure 2.2	Temps de transition globale d'un paramètre51
Figure 2.3	L'outil dans l'environnement de l'opérateur55
Figure 2.4	Boucle de rétroaction de la supervision d'une usine.....59
Figure 4.1	Comparaison simulée des stratégies et des états anticipés entre l'expert et l'outil d'aide à la supervision.....87
Figure 4.2	Comparaison simulée des stratégies et des états anticipés entre l'expert et l'outil d'aide à la supervision.....92
Figure 4.3	Diagnostic des perturbations basé sur les "écarts modèles" 96
Figure 4.4	Méthodologie de conception de l'outil d'aide à la décision.....104

LISTE DES TABLEAUX

	page
Tableau 1.1	Systèmes à base de connaissances pour le contrôle des usines de traitement des eaux usées..... 17
Tableau 4.1	Comparaison simulée des performances des stratégies entre l'expert et l'outil d'aide à la décision (délai de prévision de la pluie: 7 heures)..... 89
Tableau 4.2	Comparaison simulée des performances des stratégies entre l'expert et l'outil d'aide à la décision (délai de prévision de la pluie: 11 heures)..... 90

LISTE DES ABRÉVIATIONS

LES VARIABLES D'ÉTAT

<i>MesIn</i>	= concentration en MES (g/m^3) à l'amont des unités (décanteurs ou biofiltres).
<i>MesOut</i>	= concentration en MES (g/m^3) à l'aval des unités (décanteurs ou biofiltres).
<i>Vf</i>	= vitesse (m/h) de filtration.
<i>TCC</i>	= taux de charge captée ($\text{g}/\text{m}^2.\text{h}$)
<i>CRC</i>	= "capacité résiduelle de capture" en MES (g/m^2) d'un biofiltre en cycle de filtration.
<i>DRS</i>	= "durée restante" (h) du cycle de filtration.
<i>Hpcd</i>	= perte de charge résiduelle (cm).
<i>Hpc</i>	= perte de charge (cm).
<i>PCRL</i>	= perte de charge résiduelle limite (cm).
<i>Pc</i>	= point de consigne (cm) sur les pertes de charge résiduelles.
<i>P1</i>	= estimation (cm) de PCRL lorsque la perte de charge résiduelle au dernier décolmatage est égale à P_c .
<i>Pm</i>	= perte de charge résiduelle moyenne (cm) au dernier décolmatage.

N_f	= nombre de biofiltres en cycle de filtration.
N_d	= flux (nombre/h) de biofiltres programmés pour le lavage.
N_s	= nombre de biofiltres en attente d'un lavage.
N_l	= flux (nombre/h) de biofiltres au processus de lavage.
N_p	= nombre de biofiltres propres.
N_n	= flux (nombre/h) de biofiltres qui entrent en filtration.
$C_1 \wedge \dots \wedge C_n$	= une conjonction de conditions d'opération (un contexte) définissant un sous-espace de l'espace des contextes d'opération.
C_i	= condition d'opération appartenant à la catégorie i .
Int	= intervalle admissible d'un contexte d'opération.
E_i	= événement changeant la condition d'opération de la catégorie i .
$Cant_i$	= condition avant le dernier événement de la catégorie i .
$Cpos_i$	= condition après le dernier événement de la catégorie i .
Po_{ij}	= portée de l'influence (h) sur le paramètre j du dernier événement appartenant à la catégorie de condition i .
t_i	= temps de l'occurrence (h) du dernier événement de la catégorie i .

Pg_j	= portée de l'influence (h) la plus grande sur le paramètre j par rapport aux derniers événements de l'ensemble des événements ($E_1, \dots, E_i, \dots, E_n$).
tg	= le temps d'occurrence (h) du dernier événement.
<i>Ecart</i>	= vecteur des écarts entre les valeurs prévues du modèle et des valeurs observées en usine.
$Eimp_i$	= avènement d'une perturbation imprévue appartenant à la catégorie de conditions i.
ΔC_i	= changement de condition de la catégorie i;
ΔP	= variation sur le vecteur des paramètres.
<i>Ecartmo</i>	= modèle du vecteur d'écarts correspondant à une perturbation donnée.
MAX_i	= valeur maximale de la variable de contrôle i,
MIN_i	= valeur minimale de la variable de contrôle i,
U_i	= stratégie initiale appliquée à la variable de contrôle i,
V_i	= stratégie utilisée par l'optimisateur pour la variable de contrôle i.

LES PARAMETRES

Fp	= fraction passante en MES aux décanteurs ou aux biofiltres (adimensionnelle).
Pcd	= taux d'augmentation ($cm.m^2/g$) des pertes de charge résiduelles.

<i>Pch</i>	= taux d'augmentation ($\text{cm.m}^2/\text{g}$) des pertes de charge après le décolmatage.
<i>Par</i>	= valeur d'un paramètre.
<i>Parc</i>	= valeur cible d'un paramètre.
<i>Tgf</i>	= valeur du "temps de transition globale" (h) de la fraction passante aux décanteurs ou aux biofiltres.
<i>Tgp</i>	= valeur du "temps de transition globale" (h) des taux d'augmentation des pertes de charge.
<i>Tp_{ij}</i>	= temps de transition partielle (h) associé au paramètre j et au dernier événement de la catégorie i.
<i>Tg_j</i>	= temps de transition globale (h) du paramètre j.

LES VALEURS CIBLES DES PARAMETRES

<i>Fpc</i>	= valeur cible (adimensionnelle) de la fraction passante aux décanteurs ou aux biofiltres.
<i>Pcc</i>	= valeur cible du taux d'augmentation ($\text{cm.m}^2/\text{g}$) des pertes de charge.
<i>Pcdc</i>	= valeur cible du taux d'augmentation ($\text{cm.m}^2/\text{g}$) des pertes de charge résiduelles.
<i>Pchc</i>	= valeur cible du taux d'augmentation ($\text{cm.m}^2/\text{g}$) des pertes de charge après le dernier décolmatage.

INTRODUCTION

Nos habitudes de société ont engendré une augmentation rapide des différentes demandes en eaux de surface. En effet, nous utilisons ces eaux à des fins industrielles, commerciales et communautaires et ces utilisations sont parfois conflictuelles. Par exemple, on s'alimente en eau potable à partir du fleuve St-Laurent et, simultanément, on y utilise sa capacité d'auto-épuration en y déversant d'importants volumes d'eaux usées. Cette capacité d'auto-épuration a ses limites.

Une prise de conscience des problèmes causés à l'environnement par les rejets de concentrations trop élevées de polluants et par la diminution de la disponibilité de la ressource-eau a eu pour conséquence d'engendrer un effort croissant du contrôle de la pollution des eaux de surface. Nous avons longtemps cru que la mise en place d'importants ouvrages d'assainissement était la seule solution pour remédier aux demandes conflictuelles. Cette approche coûteuse est en voie de révision. Nous devons plutôt chercher à tirer avantage du contrôle intégré et hiérarchique des ouvrages et de la gestion efficace et évolutive de la ressource-eau à l'échelle du bassin versant (Jowitt, 1984; Jowitt et al., 1984; Beck, 1986; Andrews, 1986).

L'implantation d'un contrôle hiérarchique des ouvrages d'assainissement nécessite, pour chaque niveau de la hiérarchie, la capacité et la responsabilité de pouvoir assumer complètement les objectifs qui leurs sont assignés. De plus, nous devons accepter que ces objectifs évoluent non seulement à cause de la non-stationnarité intrinsèque du système mais aussi à cause des changements saisonniers des apports, ou des conditions environnementales particulières perturbant le bassin versant (pluies, fonte des neiges, etc.).

Le contrôle global ou intégré du bassin versant implique l'interaction de nombreuses composantes reliées aux usages de l'eau; l'usine de traitement des eaux usées est une des composantes de cet ensemble.

La présente recherche est entièrement consacrée à la problématique du contrôle de cette composante et les objectifs visent à fournir, au moyen d'un outil d'aide à la supervision pour l'opérateur, des stratégies de contrôle qui respectent les objectifs définis par la hiérarchie décisionnelle.

Il apparaît que les exploitants se désintéressent des outils présentement à leur disposition. Ces outils ont eu deux approches, soit l'approche quantitative et l'approche qualitative.

La figure 1.1a illustre l'approche conventionnelle quantitative d'observation de l'usine. Les outils utilisent des modèles dynamiques quantitatifs avec des variables descriptives de l'état du procédé. Ils utilisent également des outils de traitement des mesures des capteurs afin de reconstituer les valeurs des paramètres et des variables descriptives du modèle.

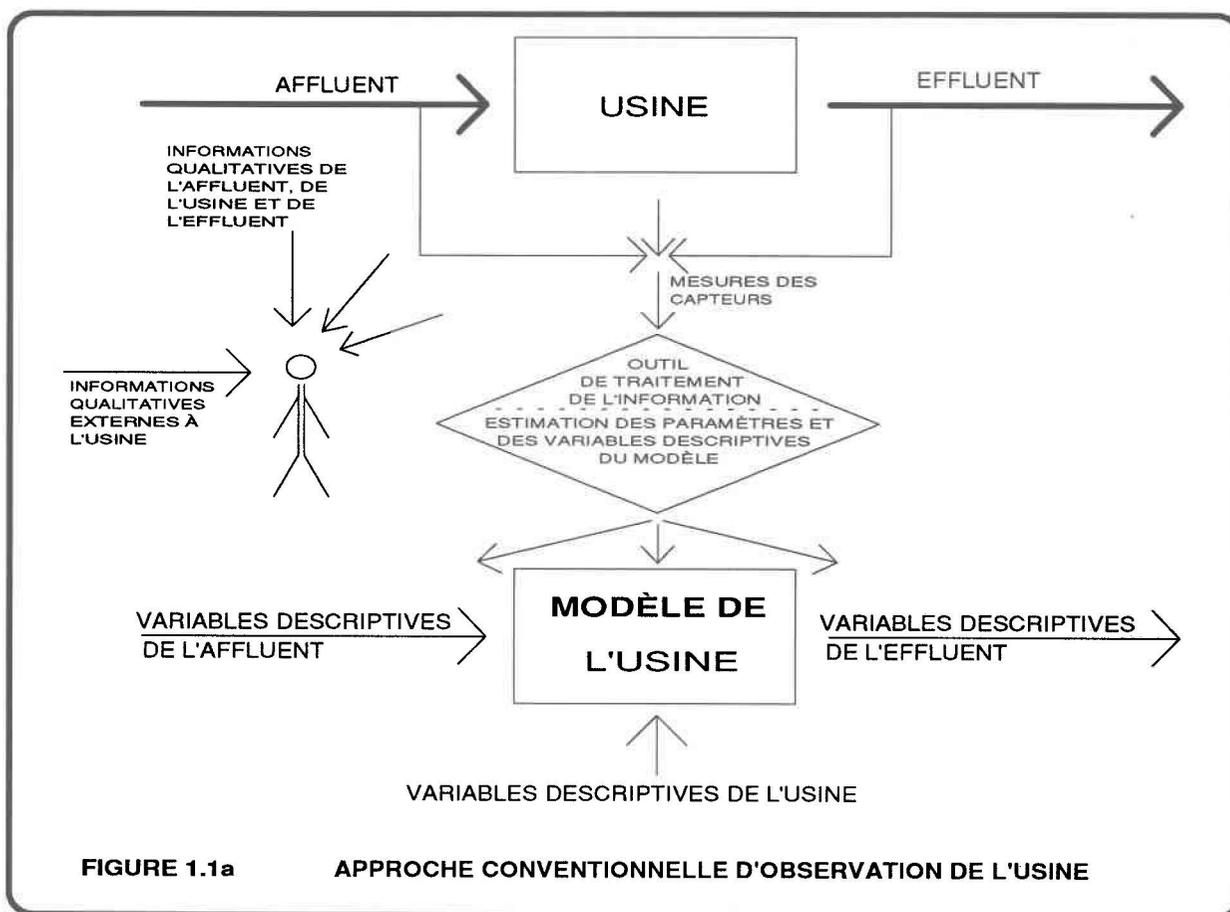
Le principal problème de cette approche est que l'outil de traitement des mesures a beaucoup de difficultés à reconstituer les paramètres et les variables descriptives du modèle. D'une part, il n'existe pas de lien direct entre les variables descriptives et les mesures effectuées en usine et, d'autre part, le modèle comporte généralement un plus grand nombre de variables descriptives que mesurables en temps réel.

Dans le domaine du traitement des eaux usées, ce problème apparaît fortement lié à la disponibilité d'instruments fiables de mesures et à la complexité des phénomènes de biodégradation que les modèles mathématiques ne peuvent décrire complètement.

Il est aussi reproché à cette approche de négliger d'intégrer l'opérateur dans l'environnement des outils. Ses observations qualitatives ne sont pas prises en compte dans l'évaluation de conditions non-mesurables directement ou indirectement par les capteurs de l'usine.

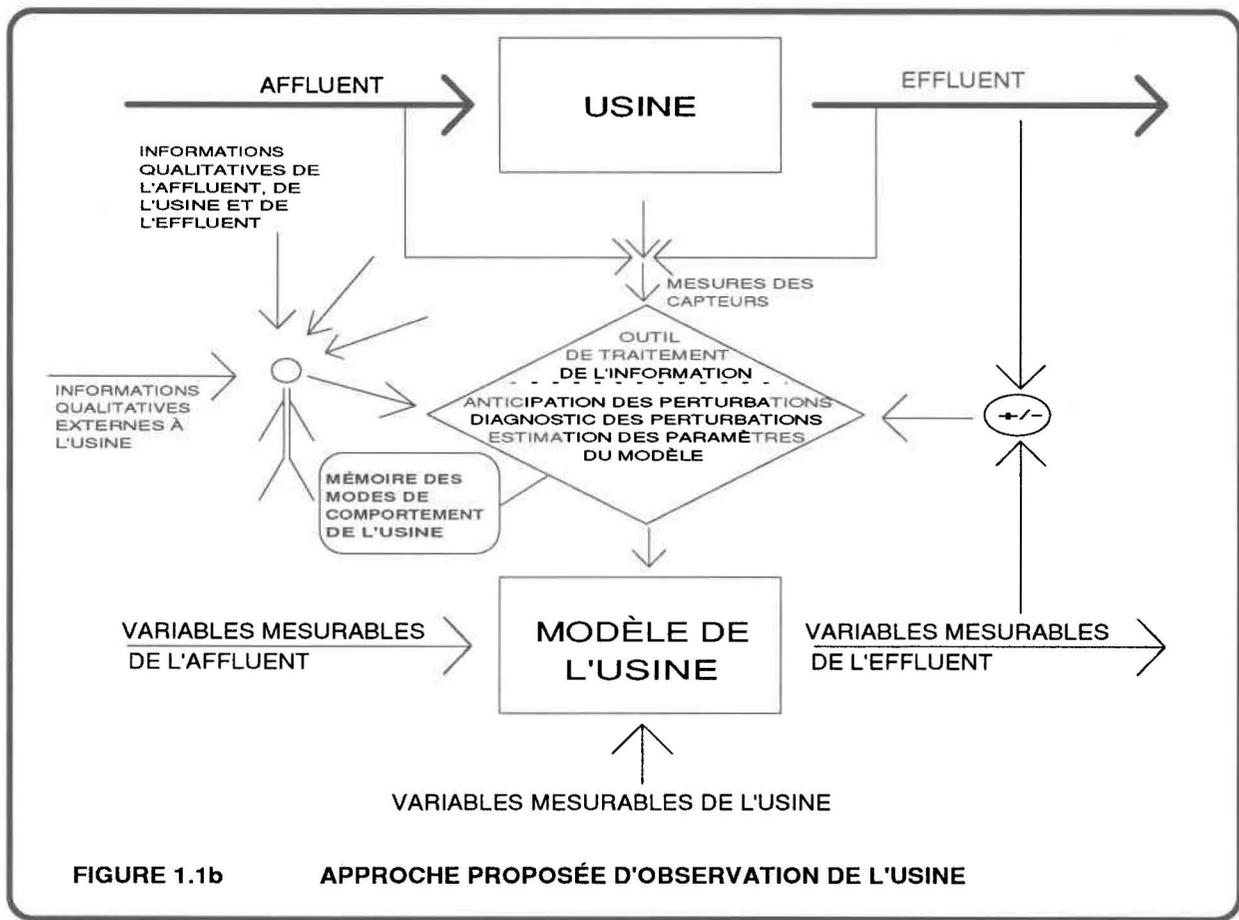
Par contre, les outils de l'approche qualitative, qui est plus récente, intègrent les observations de l'opérateur mais ne modélisent qu'en partie les activités de traitement de l'information en ne s'intéressant qu'à l'aspect diagnostique de ce traitement. En général, ces outils n'ont pas de modèles dynamiques du procédé. Leur méthode de traitement consiste à comparer les conditions d'opération observées en usine à celles jugées normales et à déduire les causes de ces écarts.

Il n'y a pas eu d'outils qui ont tenté de procéder à une intégration de ces deux approches. On a pas vraiment cherché à intégrer les connaissances qualitatives de l'opérateur à celles contenues dans les modèles et à développer une mémoire des modes de comportement de l'usine. Ce seront les principaux objectifs de la présente recherche.



De nouveaux outils devront intégrer l'opérateur dans la boucle de supervision de l'usine afin de profiter de sa faculté d'observation. Dans ce contexte, si l'on n'exclut pas l'approche de la modélisation quantitative, il faudra concevoir un formalisme qui permettra d'intégrer les observations qualitatives de l'opérateur. Il est également souhaitable que les concepts manipulés par les modèles se rapprochent de la terminologie en usage chez l'opérateur.

La figure 1.1b illustre sommairement le cadre de l'approche proposée d'observation de l'usine. D'abord, les variables descriptives du modèle ont, dans la mesure du possible, un lien direct avec les mesures en provenance des capteurs de sorte que l'outil de traitement de l'information n'a plus à reconstituer ces variables.



Par ailleurs, cet outil traite les observations qualitatives de l'opérateur et les écarts de comportements entre l'usine et le modèle de l'usine. Cette participation de l'opérateur permet, d'une part, de déterminer qualitativement l'état d'un ensemble de conditions non-mesurables par les capteurs et, d'autre part, d'assurer complètement les fonctions de diagnostic et d'anticipation des perturbations. De plus, l'outil mémorise les modes de comportement de l'usine. Cette mémoire permet, d'une part, de prévoir les comportements de l'usine lors de perturbations anticipées et, d'autre part, de reconnaître la signature d'une perturbation que l'opérateur n'a pas prévue.

On constate qu'un outil de supervision placé au même niveau décisionnel que l'opérateur doit représenter deux aspects de cet environnement immédiat, soit le processus de traitement de l'information par l'opérateur et sa compréhension du fonctionnement de l'usine.

L'objectif premier de la présente recherche sera de développer une méthode formelle capable d'intégrer les observations qualitatives de l'opérateur à un modèle dynamique de l'usine. Cet axe de recherche est présentement ignoré par les chercheurs en traitement des eaux usées. Évidemment, le modèle du site choisi devra pouvoir intégrer les observations qualitatives et se rapprocher des termes en usage chez l'opérateur. Ce site est une usine de biofiltration, soit la "STATION EST" de la Communauté urbaine de Québec.

Le second objectif sera d'intégrer le modèle de l'usine dans un modèle du processus de traitement de l'information par l'opérateur. Cette intégration nécessitera une analyse des activités de sa tâche de supervision. Cette analyse identifie l'information qualitative et quantitative de son environnement. De plus, elle détermine la manière dont il utilise cette information et sa compréhension des modes de comportement de l'usine.

Un troisième objectif devra démontrer l'utilité potentielle de l'outil de supervision dans un contexte opérationnel.

Enfin, le dernier objectif sera celui de proposer une méthodologie de conception d'un outil au service de l'opérateur. L'outil, se trouvant au même niveau décisionnel que l'opérateur et ayant pour environnement l'opérateur et l'usine, devra pouvoir simuler le comportement dynamique de celle-ci de même que les activités de traitement de l'information par cet opérateur.

1. FORMULATION DE LA PROBLÉMATIQUE

De manière générale, le contrôle de procédé vise essentiellement à obtenir des résultats conformes aux critères préétablis par:

- a) l'acquisition d'information;
- b) le traitement de cette information;
- c) la rétroaction sur le procédé par l'implantation de stratégies de contrôle.

Les méthodes utilisées sont variées et leur degré de sophistication est fonction des techniques existantes. Notre intérêt porte principalement sur le traitement de l'information.

Les procédés technologiques sont complexes et, en général, on ne peut tenir compte de tous les paramètres et variables décrivant leur comportement dynamique. Néanmoins, il est généralement possible, en observant le procédé, de traduire son comportement sous forme de lois algébriques, et d'initier des stratégies de contrôle.

Dans le domaine du traitement des eaux usées, il existe plusieurs modèles quantitatifs (conventionnels), mais ces modèles demeurent inutilisés par les exploitants des usines. La plupart des modèles existants ont été élaborés à partir de variables non-mesurables directement (ex:DBO), et ceux qui utilisent des mesures directes sont handicapés par des instruments de mesure peu fiables. Or, si on veut initier une forme de contrôle, on doit d'abord penser à développer des modèles utilisant des variables observables en temps réel. L'opérateur est utilisé comme instrument de mesure, d'où l'intérêt de l'intégrer dans la boucle de supervision.

Ce chapitre expose les concepts généraux du contrôle en situant l'opérateur dans un processus hiérarchique de prise de décisions afin de mieux cerner son rôle et ses responsabilités. Les principaux problèmes reliés au contrôle des procédés biologiques y sont également énumérés. Par la suite, une revue de la littérature couvre les aspects de la modélisation quantitative et qualitative.

Cette revue s'intéresse en particulier aux procédés de boues activées et de biofiltration. Cet intérêt pour les boues activées s'explique par le fait que les travaux en modélisation

qualitative ont, à toute fin pratique, exclusivement portés sur ce procédé. Cette revue relate dans un premier temps, les difficultés de la modélisation quantitative lorsqu'utilisée à des fins de contrôle. Elle met en lumière que ces difficultés sont le lot des procédés biologiques et fait état des différentes recherches entreprises en modélisation qualitative afin de pallier à ces difficultés.

Enfin, en fonction de cette revue de la littérature et des objectifs généraux énumérés précédemment, on termine ce chapitre en présentant les objectifs spécifiques de la présente recherche.

1.1 Concepts généraux du contrôle

L'élaboration d'une stratégie de contrôle se fait en prise directe avec le comportement de l'usine et a pour but de maintenir des comportements satisfaisants en éliminant les comportements insatisfaisants. Les stratégies de contrôle doivent être élaborées à partir des résultats du traitement de l'information disponible sur l'état du procédé et sur l'environnement externe.

La mise en place d'un système de contrôle est généralement une solution économique pour améliorer la performance d'un procédé. Cette performance est mesurée à partir du degré d'atteinte des objectifs d'utilisation du procédé.

L'implantation d'un contrôle hiérarchique à l'échelle d'un bassin versant implique trois niveaux de décisions: la définition des objectifs de contrôle, le contrôle de supervision et le contrôle de régulation. Ces trois niveaux sont définis ci-après et leurs principaux éléments sont illustrés à la figure 1.2.

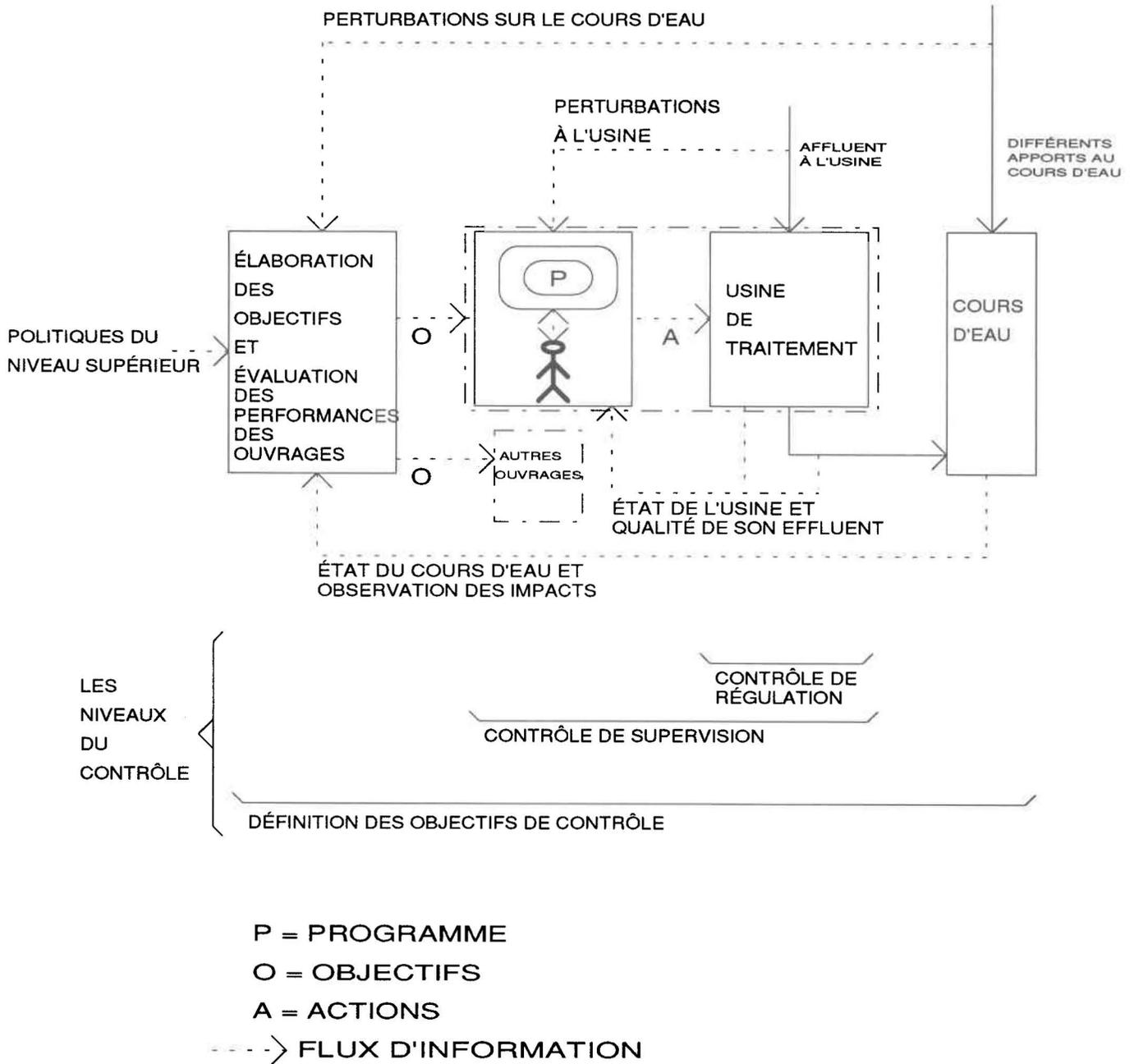


FIGURE 1.2 **CONTRÔLE DE L'USINE DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES**
DANS UN PROCESSUS HIÉRARCHIQUE DE PRISE DE DÉCISION

Niveau 1: la "**définition des objectifs du contrôle**" consiste premièrement à fixer les principaux objectifs à atteindre. Ces derniers seront déterminés par des instances décisionnelles supérieures. Cette définition des objectifs vise à utiliser les capacités de l'usine dans une perspective plus globale en déterminant l'influence d'un objectif de contrôle par rapport à un ensemble plus complexe dont l'usine est une composante. Enfin, elle permet de déterminer les critères servant à l'évaluation des performances d'opération de l'usine.

Niveau 2: le "**contrôle de supervision**" permet de faire varier les valeurs cibles ou de référence des régulateurs de l'usine en utilisant les connaissances de l'opérateur ou celles obtenues d'un programme. Ces cibles sont définies afin d'optimiser l'opération du procédé en fonction des critères de performance préétablis.

Niveau 3: le "**contrôle de régulation**" impose les valeurs cibles aux variables du procédé (DBO, MES, point de consigne sur les pertes de charge, etc.) en dépit des perturbations.

Chacun de ces trois niveaux de décision est étroitement lié à la dynamique des différents types de perturbations qui influencent le procédé (Holmberg, 1982; Hiraoka *et al.*, 1985).

Le contrôle de régulation qui est le niveau décisionnel de première ligne, vise à stabiliser les conditions internes à l'usine eu égard aux variations rapides des caractéristiques de l'affluent (la fréquence est égale ou supérieure à un cycle par heure: ces variations reflètent les activités domestiques ou municipales).

Le second niveau de la hiérarchie, le contrôle de supervision, ajuste les consignes pour amener l'usine à un état d'opération optimal correspondant à l'objectif préétabli. Ce contrôle a pour but de pallier aux variations plus lentes, c'est-à-dire, de cycle quotidien.

Le troisième niveau (définition des objectifs du contrôle) vise le maintien d'une flexibilité face aux variations saisonnières ou à long terme pour tenir compte de l'environnement du système. Il veut également prendre en compte les conditions exceptionnelles d'exploitation des ouvrages du bassin.

Nous avons volontairement omis de positionner l'instance qui définit les objectifs environnementaux auxquels répond l'implantation d'une usine. Ce niveau correspond aux instances politiques qui sont responsables de la définition des normes environnementales. Ce niveau de contrôle s'inscrit dans des cycles de variations dont l'ordre de grandeur se situe sur plusieurs années, débordant largement la période d'intervention d'un système dynamique.

1.2 Traitement biologique des eaux usées

L'objectif d'une usine de traitement des eaux usées est d'enlever la plus grande quantité possible de matières polluantes contenues dans ces eaux. Les résidus solides dont on devra ultimement disposer doivent être biologiquement stables et retenir le moins d'eau possible.

Les procédés de traitement biologique des eaux usées opèrent à partir du principe que la masse microbienne (biomasse) peut croître à partir des déchets organiques. Un processus de dégradation biologique décompose ces déchets en d'autres produits comme l'eau et le gaz carbonique pour ce qui est des procédés de traitement aérobie, et en méthane pour les procédés de traitement anaérobie. La biomasse ne doit en aucun cas être rejetée à l'effluent. Elle sera séparée pour être rejetée comme déchet solide ou recirculée à l'unité de traitement.

L'objectif du contrôle est orienté vers la recherche d'un enlèvement maximal des déchets et la minimisation des coûts d'opération, tout en maintenant un environnement physique et chimique favorable à la croissance des différentes populations microbiennes utiles. Cet environnement est généralement défini en termes d'acidité (pH^+), de température, de concentration en oxygène dissous et en biomasse présente dans le réacteur. Ces variables contrôlent globalement le niveau d'activité de la biomasse.

L'implantation d'un système de contrôle sur les procédés de traitement des eaux usées est devenue difficile surtout en raison de l'interaction entre la biomasse et les déchets organiques (la nature et la composition de ces deux éléments étant très variables). Les populations microbiennes sont hétérogènes. Les déchets de nature variée sont dégradés parallèlement par les différentes populations microbiennes et l'environnement existant peut favoriser une population au détriment des autres, comme il peut se produire une interaction de prédation entre cultures hétérogènes.

1.3 Contrôle des procédés biologiques

1.3.1 L'exercice actuel du contrôle

Le contrôle, comme on l'exerce aujourd'hui, est essentiellement une tâche incombant à l'opérateur. L'objectif assigné à l'opérateur est de garder constantes les conditions d'opération à l'usine. En effet, les usines sont opérées pour restreindre les variations internes de fonctionnement afin de respecter les conditions de conception.

Par exemple, dans le cas d'une usine de traitement par boues activées, l'objectif de contrôle imposé à l'opérateur consiste à maintenir la concentration de la biomasse en suspension dans le réacteur ainsi que le niveau des boues dans le décanteur à des valeurs de consigne données. Pour des conditions de conception favorables, ce type de contrôle pourra généralement assurer une bonne qualité de l'effluent. Pour des conditions hostiles, il ne pourra s'en porter garant.

Ce type de contrôle sert à compenser les variations les plus rapides à l'intérieur de l'usine. Nous sommes encore loin de l'objectif où une forme de contrôle à l'usine pourra tenir compte de la capacité du milieu récepteur à accepter les effluents d'usine.

L'analyse du comportement des usines de traitement fait ressortir la variabilité des conditions d'opération auxquelles devraient répondre un contrôle dynamique. On retrouve les éléments suivants:

- l'augmentation des charges polluantes à l'effluent durant et après les pluies;
- la perte des masses biologiques dans les réacteurs;
- la surcharge et le soulèvement des boues dans les décanteurs suite à une augmentation rapide de la charge appliquée;
- les dérivations fréquentes et prolongées des charges polluantes, afin d'exploiter la station à l'intérieur des pseudo-conditions d'équilibre retenues lors de la conception.

Ces problèmes qui affectent le rendement des usines de traitement sont souvent causés par de mauvais choix d'intervention faits par l'opérateur.

Par exemple, aux États-Unis, une étude relativement récente (Berthouex et al., 1985) a été réalisée afin de caractériser les causes et la nature des fautes de rendement de quinze usines de traitement par boues activées. Ces usines sont réputées opérer normalement. Les conclusions de l'étude révèlent que lors de perturbations (chocs toxiques, présence d'huile et/ou de graisses, etc.) l'opération des usines est affectée pendant une durée moyenne de 3.5 jours. Globalement, 9 % du temps de fonctionnement des usines est affecté par ces perturbations. Ces dérèglements surviennent principalement (60 % des cas) lorsqu'on enregistre une faible concentration en oxygène dissous, un débit trop élevé par rapport au débit de conception, une faible concentration de la biomasse en suspension et/ou une mauvaise manipulation des solides (rejets des boues et les charges recirculées).

Les politiques d'opération ont été et sont encore largement discutées. Unanimement, on propose des moyens d'améliorer les performances d'opération (Andrews, 1986; Olsson et al., 1985; Olsson et al., 1986). Si désirable que paraisse l'implantation d'un contrôle des procédés de traitement des eaux usées, les moyens proposés ne permettent pas de convaincre ceux qui en font l'exploitation. Les raisons habituellement invoquées sont:

- des instruments de mesures peu fiables qui rendent impraticable l'utilisation de modèle pour le contrôle;
- une application trop permissive des critères de caractérisation des rejets dans l'exercice du contrôle (la mise en vigueur de mesures incitatives plus sévères quant au respect des normes existantes pourrait s'avérer utile);
- une capacité limitée d'appliquer des actions de contrôle.

D'autres raisons (Beck, 1986) viendraient appuyer les avancées précédentes:

- des modèles précis de ce type de procédé n'existent pas alors que des modèles existent pour des systèmes électriques, mécaniques, aéronautiques, etc.;

- les notions de contrôle sont peu ou pas du tout enseignées aux futurs ingénieurs civils qui sont la principale source d'expertise dans l'industrie de l'eau.

1.3.2 Approche conventionnelle de résolution

De façon générale, il semble que les procédés biologiques résistent à l'implantation de toute forme de contrôle issue de la théorie du contrôle optimal. En dépit d'une longue histoire d'expériences et d'études, le contrôle optimal des procédés biologiques semble hors de portée.

Toutes les études concernant le contrôle optimal des divers aspects du traitement des eaux usées ont recherché un mode opératoire plus efficace et plus fiable, tout en établissant une plage d'opération permettant de stabiliser les conditions de fonctionnement interne de l'usine (Jowitt *et al.*, 1984; Beck, 1986). Ainsi, lors de la conception des usines, le contrôle est défini aux fins de respecter des conditions d'opération uniformes et constantes sans égards aux intrants qui, eux, sont changeants (Beck, 1981; Beck, 1986). De plus, les études concernant l'analyse des réponses du milieu récepteur aux rejets des usines ont toujours considéré, à tort, que celles-ci opéraient en mode stationnaire.

Dans le contexte de la gestion intégrée du bassin de drainage, l'usine doit pouvoir s'adapter à des objectifs qui évoluent dans le temps. Le contrôle idéal viserait non pas à maintenir l'usine dans des conditions constantes mais plutôt à l'ajuster à des modes d'opération changeants, répondant ainsi à la variabilité des intrants.

Essentiellement, tous les travaux dont on fait mention à l'annexe 1 proposent une forme de contrôle raffinée grâce à quoi, dans une certaine mesure, les systèmes de contrôle peuvent répondre et s'adapter à des changements mineurs de comportement. Toutefois, ces systèmes n'entretiennent pas de liens directs avec les caractéristiques de l'effluent. L'absence de critère de rendement basé sur les caractéristiques des rejets implique que le contrôle des usines de traitement s'effectue en boucle ouverte. En somme, des stratégies de gestion sont proposées dont aucune n'inclut la rétroaction analytique. Par conséquent, aucune information sur l'expérience accumulée n'est disponible.

Si on prenait en considération certaines conditions externes au procédé, on devrait utiliser les régulateurs de l'usine pour adapter le comportement de celle-ci à différents critères de performance de façon à pouvoir passer d'un ensemble de conditions normales à un autre ensemble, et même induire des changements majeurs dans les comportements dynamiques en présence de conditions anormales.

En résumé, il y a eu un intérêt légitime pour l'approche quantitative conventionnelle du contrôle. Cette approche est utilisée avec succès dans d'autres domaines du génie. Elle n'a cependant pas connu autant de succès pour le contrôle de procédés biologiques (Beck, 1986). D'une part, les difficultés liées à l'observation de l'activité biologique est à l'origine de cet insuccès. La disponibilité d'instruments de mesure fiables pourrait améliorer la situation présente. D'autre part, les modèles mathématiques décrivant les phénomènes de biodégradation sont incomplets. Enfin, même les formulations très complexes ne peuvent décrire tous ces phénomènes (Beck, 1986; Rittman, 1989).

Certains auteurs évoquent même la possibilité d'abandonner la représentation algébrique ou par équations différentielles des procédés biologiques. Il y a des raisons de croire que cette forme de représentation pour l'analyse des procédés de traitement des eaux usées (dans le contexte de gestion globale du bassin de drainage) donnerait en pratique peu de dividendes (Jowitt, 1984; Beck, 1986), et on devrait plutôt étudier la représentation qualitative des connaissances.

1.3.3 Approche par les systèmes à base de connaissances

Les systèmes à base de connaissances dans le domaine des sciences de l'environnement suscitent un intérêt croissant, en particulier les systèmes d'aide à la décision pour le contrôle des usines de traitement des eaux usées.

Étant donné les progrès limités de la modélisation quantitative des comportements dynamiques de l'activité de la biomasse et de ses interactions avec les substrats organiques, et parce que les comportements dynamiques lents (de nature microbiologique) relèvent encore de la responsabilité de l'exploitant de l'usine, il semble logique qu'un système à base de connaissances soit l'outil le plus utile au contrôle. Cet outil pourrait mettre en valeur le rôle de l'exploitant dans le développement et l'utilisation de la logique liée aux aspects des comportements lents de l'usine (Beck, 1986).

L'intérêt premier de l'application des systèmes à base de connaissances consiste en la possibilité d'effectuer une modélisation qualitative des comportements dynamiques mal définis par la modélisation quantitative. En effet, l'expert-opérateur devrait être en mesure de percevoir en temps réel des perturbations à partir de caractères observables comme les odeurs, la couleur, la température, etc., et d'en anticiper les conséquences.

Le recours aux sommes de connaissances acquises par les opérateurs expérimentés dans la conception de systèmes de contrôle date déjà d'une quinzaine d'année. Cependant, la notion de "système expert" ou "système à base de connaissances" n'est apparue que tout récemment (Maeda, 1984). Le tableau 1.1 relate très sommairement l'évolution de la recherche dans le domaine.

Aux États-Unis, Kock et Wankoff (1974) rapportent l'existence d'un outil d'aide à la prise de décision pour le contrôle d'une usine de traitement anaérobie. Cet outil, utilisé en cas de dérèglement majeur, modélise les connaissances pratiques d'un opérateur expérimenté. En interaction avec l'opérateur, il propose des actions correctives. Cet outil visait essentiellement à stabiliser les conditions d'opération internes de l'usine. Au Royaume-Uni, Cotton et Latten (1977) rapportent que des outils similaires sont utilisés pour le contrôle des usines de traitement par boues activées.

En 1977, deux rapports de recherche font état de l'utilisation de l'expérience des opérateurs. Gillblad et Olsson (1977) ont utilisé la logique booléenne (RLB) pour associer chacun des états qualitatifs opérationnels à une combinaison spécifique d'actions de contrôle. Beck (1977) a plutôt utilisé une logique floue (RLF). Ces systèmes ont pour but de maintenir constantes les conditions d'opération internes; ce sont en fait des contrôleurs programmables qui ne peuvent entretenir une interaction avec l'opérateur.

Les travaux de Tong et al. (1980) et Flanagan (1980) sont allés dans la même direction en utilisant la logique floue. Le système de contrôle des premiers chercheurs associe aux actions de contrôle les états qualitatifs des caractéristiques à l'effluent (en mettant l'accent sur les rejets en ammoniacque), tandis que Flanagan (1980), en interaction avec l'opérateur, interprète la dynamique de la répartition spatiale de l'oxygène dissous dans le réacteur de boues activées pour décider des actions de contrôle.

TABLEAU 1.1 SYSTEMES A BASE DE CONNAISSANCES POUR LE CONTROLE DES USINES DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES

Auteur	Formalisme	Source de l'expertise	Activité modélisée			Interaction avec		Objectif du contrôle et type d'usine
			Diagnostic	Contrôle	Planification	Opérateur	Usine	
Kock et Wankoff, 1974	RLB	Opérateurs	x partiel	x partiel		x		Stabilisation des conditions internes: traitement anaérobie
Cotton et Latten, 1977	RLB	Opérateurs	x partiel	x partiel		x		Stabilisation des conditions internes: boues activées
Gillblad et Olsson, 1977	RLB	Experts, opérateurs		x			x	Stabilisation des conditions internes: boues activées
Beck, 1977	RLF	Experts, opérateurs		x			x	Stabilisation des conditions internes: boues activées
Tong et al., 1980	RLF	Experts, opérateurs		x			x partiel	Basé sur la qualité des rejets à l'effluent: boues activées
Flanagan, 1980	RLF	Experts, opérateurs		x		x		Stabilisation des conditions internes: boues activées
Holmberg, 1982	RLB	Experts, opérateurs	x	x		x		Basé sur la qualité des rejets à l'effluent: boues activées
Maeda, 1984	RLP	Manuels de procédures, opérateurs	x	x	x	x		Non-spécifié
Maeda, 1985	"	"	x	x	x	x	x	Non-spécifié: boues activées

RLB = Règle de la logique booléenne
 RLF = Règle de la logique floue
 RLP = Règle de production

TABLEAU 1.1 (SUITE) SYSTEMES A BASE DE CONNAISSANCES POUR LE CONTROLE DES USINES DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES

Auteur	Formalisme	Source de l'expertise	Activité modélisée			Interaction avec		Objectif du contrôle et type d'usine
			Diagnostic	Contrôle	Planification	Opérateur	Usine	
Johnston, 1985	RLF	Experts, opérateurs	x					Diagnostic: boues activées
Geselbrath et al., 1986	RLB	Experts, opérateurs	x			x		Stabilisation des conditions à l'usine: boues activées
Jenkins et Jowitt, 1987	RLF	Opérateurs	x	x		x		Basé sur la qualité des rejets à l'effluent: boues activées
Berthouex et Lai, 1988	RLB	Experts		x		x		Stabilisation des conditions à l'usine: boues activées
Hiraoka et al., 1988	RLB	Experts	x			x		Détection des micro-organismes filamenteux: boues activées
Miyajima et al., 1988	Règle	Experts		x		x	x	Stabilisation des débits internes: Filtration de l'eau
Gall et Patry, 1989	RLB	Littérature, experts, opérateurs	x			x	x	Non-spécifiés: boues activées
Lapointe et al., 1989	RLP	Experts, opérateurs	x	x	x	x		Non-spécifiés: digestion anaérobie

RLB = Règle de la logique booléenne
 RLF = Règle de la logique floue
 RLP = Règle de production

TABLEAU 1.1 (SUITE) SYSTEMES A BASE DE CONNAISSANCES POUR LE CONTROLE DES USINES DE TRAITEMENT DES EAUX USÉES

Auteur	Formalisme	Source de l'expertise	Activité modélisée			Interaction avec		Objectif du contrôle et type d'usine
			Diagnostic	Contrôle	Planification	Opérateur	Usine	
Koskinen, 1989	RLB	Experts, opérateurs	x			x	x	Stabilisation des conditions à l'usine: boues activées
Downs, 1989	Règle	Non-spécifiée	x			x	x	Non-spécifiés: boues activées
Beck et al., 1990	RLP	Non-spécifiée	x			x		Non-spécifiés: boues activées
Lai et Berthouex, 1990	RLB	Experts, opérateurs		x		x	x	Non-spécifiés: boues activées
Laukkanen et Pursiainen 1991	RLB	Experts, opérateurs	x	x		x	x	Non-spécifiés: boues activées
Stover et Campana, 1991	Règle	Non-spécifiée	x			x	x	Stabilisation des conditions à l'usine: boues activées
Collins et Ellis, 1992	RLP avec facteur de certitude et réseau neuronal	Non-spécifiée	x	x		x	x	Stabilisation des conditions à l'usine: filtration de l'eau

RLB = Règle de la logique booléenne
 RLF = Règle de la logique floue
 RLP = Règle de production

Parmi ces contrôleurs, seul celui de Tong et al. (1980) présente des caractéristiques pouvant s'adapter à une forme de gestion à l'échelle du bassin de drainage. Les prises de décision sont effectuées à partir de critères de qualité à l'effluent de l'usine. Cependant, le système présente de sérieuses limites. Ce type de contrôle ne peut s'adapter aux conditions anormales de comportement de l'usine ou à d'éventuels changements des objectifs du contrôle. **Cette approche nécessiterait la mise au point d'un ensemble important de classes de règles de contrôle, chacune associée à un objectif de contrôle et à une condition d'opération spécifique.** Elle nécessiterait avant tout un système de diagnostic pour déduire les causes de dérèglement.

Holmberg (1982) a étudié le problème du diagnostic en utilisant des règles de la logique booléenne. Ses travaux sont clairement orientés vers la mise au point d'un système de contrôle pouvant être intégré à la gestion du bassin de drainage. La coordination des points de consigne des boucles inférieures est effectuée en fonction des états de l'usine, des caractéristiques à l'effluent et des causes possibles de dérèglement. Le contrôle s'effectue en interaction avec l'opérateur.

Le système de contrôle de Maeda (1984), quoiqu'il ne paraît pas inclure une structure de contrôle hiérarchique, étend le concept original du contrôleur expert en y incluant des fonctions de diagnostic et de planification au moyen de la logique des prédicats (RLP). Les connaissances modélisées proviennent principalement des manuels de procédure d'opération et de l'expérience de l'opérateur. L'opérateur est tenu d'y définir l'état opérationnel de l'usine et les conditions externes pour que le système recommande une action de contrôle. L'opérateur est avisé de l'état opérationnel prévu au prochain pas d'échantillonnage en fonction de son choix spécifique de l'action de contrôle, de la perturbation courante, et de l'état opérationnel courant. Peu après, Maeda (1985) ajouta à son prototype une fonction d'explication du raisonnement et un traducteur qui restitue, sous forme qualitative, les valeurs numériques des instruments de mesure.

Johnston (1985) a étudié le problème du diagnostic des substances toxiques contenues dans les charges à l'affluent de l'usine. La prise en compte de perceptions empiriques comme l'odeur et la couleur constitue également une des originalités de ses travaux. Il a utilisé la logique floue et a restreint son champ de recherche à la seule fonction du diagnostic. Son approche de modélisation consiste à associer des états et des variations d'états anormaux

aux causes de dérèglement. Il a donc été le premier à lier le problème du diagnostic à une signature du comportement de l'usine (une mémoire des états passés).

Geselbrath *et al.* (1986) ont étudié le problème de la décantabilité des boues activées. Avec seulement neuf prémisses et une conclusion, l'espace de recherche apparaît très simple. Cependant, l'aspect intéressant de cette recherche réside dans la structure des règles qui introduit une calibration de l'incertitude attribuée aux faits et aux règles eu égard à la variabilité de la nature des eaux usées.

Les travaux de Jenkins et Jowitt (1987), quoique n'apparaissant pas avoir de fonction de planification, sont similaires à ceux de Maeda (1984 ; 1985). Cependant, on y utilise des règles avec des coefficients de vraisemblance associés aux états existants. Le critère de performance est basé sur la qualité de l'effluent. L'expertise est puisée aux connaissances pratiques des opérateurs. Les auteurs rapportent avoir obtenu de bons résultats en vérifiant l'expertise contenue dans les règles avec un modèle de procédé de traitement. Cependant, les actions de contrôle proposées par le système sont conçues pour répondre uniquement à des conditions d'opération difficiles.

Berthouex et Lai (1988) ont développé un outil qui évalue, en interactivité avec l'opérateur, les états qualitatifs de l'usine. Les résultats de cette évaluation sont utilisés pour implanter des stratégies de contrôle.

Les travaux de Hiraoka *et al.* (1988) ont strictement pour objectif l'identification des microorganismes de type filamenteux afin de prévenir le soulèvement des boues aux décanteurs. Le système développé permet d'identifier ces microorganismes à l'aide des techniques du traitement de l'image.

Gall et Patry (1989) ont concentré leurs efforts sur la problématique du diagnostic des différents dérèglements qui affectent les boues activées. Les connaissances sont empruntées aux opérateurs et aux experts. Elles sont complétées par une revue exhaustive de la littérature. Les règles sont structurées et classées en fonction des réponses aux questions posées aux opérateurs ou experts en début de consultation, dans le but de minimiser l'espace de recherche. Toutefois, la vérification en situation réelle de la base des règles n'a pas démontré que l'outil pouvait améliorer les performances de l'usine. Il n'en demeure pas moins que cette vérification s'est avérée formatrice pour les opérateurs.

Le norvégien Koskinen (1989) a adopté une démarche similaire à celle de Tong *et al.* (1980). Il propose un ensemble de vingt-sept contextes d'opération qualitatifs propres au traitement par boues activées. Ces contextes représentent toutes les situations susceptibles d'être observées. Tout écart du contexte optimal rapporté par l'opérateur, les capteurs ou les tests en laboratoire engendre une action corrective. L'objectif du contrôle est évidemment la stabilisation des conditions internes de l'usine.

Downs (1989) rapporte le développement d'un système dont le diagnostic est la principale fonction. Un modèle quantitatif sert à prédire les états de l'usine. La fonction diagnostique est utilisée pour l'ajustement des paramètres du modèle. Cependant, l'auteur ne donne aucune information sur la structure ou l'organisation des connaissances représentées.

Dans le contexte de la présente recherche, il est particulièrement intéressant de noter les travaux de Lapointe *et al.* (1989). Le prototype proposé (BIOEXPERT) sert principalement au diagnostic de perturbations d'un procédé de digestion anaérobie (usine pilote). Cette fonction intègre un modèle mental de l'opérateur à partir des connaissances qualitatives sur les caractéristiques et comportements des composantes. Les connaissances sont acquises des opérateurs et des experts du domaine. Ce modèle permet de simuler des conditions anormales, et les comportements qualitatifs simulés peuvent être comparés aux comportements réels.

Lai et Berthouex (1990) présentent un système à base de règles destiné principalement au contrôle d'un procédé par boues activées. La base de connaissances proposée permet de redéfinir, pour les variables d'état de l'usine, les plages numériques des états qualitatifs de ces variables en fonction d'une analyse historique des comportements. Cette nouvelle approche permet de tenir compte des changements de comportement de l'usine et de l'adapter à de nouveaux objectifs de contrôle sans modifier la base des règles. Les tests en situation réelle auraient permis à des opérateurs non-expérimentés d'améliorer les choix des actions de contrôle.

Beck *et al.* (1990) proposent un système expert (ASPAID) à base de règles dont le contenu est motivé par le besoin de diagnostiquer les causes d'un problème particulier et de donner un avis spécifique. L'investigation des problèmes de foisonnement des boues associant la

conclusion aux conditions observables, est très détaillée. Le langage utilisé est micro-PROLOG. Tout comme le système de Lai et Berthouex (1990), AISPAID doit servir à la gestion quotidienne de l'usine. On peut s'interroger sur le problème de transposition de ces systèmes à d'autres usines, mais on remarque qu'elle serait possible si le système permettait de redéfinir, tel que proposé par Lai et Berthouex (1990), les plages numériques des états qualitatifs. Notons qu'il n'y a là aucune gestion de l'incertitude.

Stover et Campana (1991) font état du développement d'un système expert en interface avec un système d'acquisition et de gestion des données d'une usine par boues activées. Ce système de gestion intègre un modèle du réacteur biologique basé sur l'équation de Monod. Il emmagasine et analyse les données historiques nécessaires à l'ajustement des paramètres du modèle. Le système expert agit, d'une part, comme interface intelligente de la base de données et, d'autre part, comme système de diagnostic des problèmes susceptibles d'affecter l'usine. Le générateur du système expert est VP-expert. L'objectif, clairement indiqué, est de stabiliser les conditions d'opération.

Laukkanen et Pursiainen (1991) rapportent l'implantation de deux systèmes experts à des usines de traitement par boues activées dont l'activité principale est le contrôle. Ces auteurs proposent une classification des connaissances en fonction des tâches de l'opérateur. Ils proposent, en plus de l'acquisition des connaissances expertes, une acquisition basée sur l'analyse historique des données de comportement de l'usine et sur l'utilisation des modèles conventionnels pour la simulation de différentes situations susceptibles d'être observées. Ils n'ont pas tenu compte de l'incertitude liée aux mesures parce que, selon eux, celle-ci peut être minimisée grâce à des mesures complémentaires ou aux observations des opérateurs.

Presque tous les exemples précédents font état de l'application de système à base de connaissances à des usines par boues activées. On ne relève pas d'exemple en biofiltration probablement parce que ce procédé est récent. Toutefois, on note quelques exemples en filtration de l'eau à l'aide de filtre à sable. Ce procédé est similaire, pour certains aspects, à la biofiltration des eaux usées.

Notons d'abord les travaux de Miyajima *et al.* (1988). Leur système de contrôle, intègre un système expert pour l'exécution de tâches très spécifiques. Ce système de contrôle doit

produire une planification journalière des prévisions de la demande en eau potable. Le débit à l'affluent de l'usine est ajusté en fonction de cette prévision et maintenu constant dans la mesure du possible. L'effluent des filtres est acheminé à des réservoirs tampons. Les règles du système expert servent à déterminer les séquences de lavage des filtres qui permettront une meilleure stabilité des conditions internes à l'usine. Donc, elles ne servent qu'à un contrôle à court terme. La fonction de planification journalière est assumée par d'autres composantes du système de contrôle.

Contrairement à Miyajima et al. (1988) qui se sont intéressés à la gestion des filtres, Collins et Ellis (1992) ont abordé le problème du choix de la concentration d'alun à l'affluent de l'usine de filtration de l'eau. Ils ont distingué deux catégories d'actions correctives de l'ajustement de cette concentration. Les actions de la première proviennent d'un régulateur d'une boucle par anticipation des caractéristiques de l'eau à l'affluent de l'usine. Les auteurs ont utilisé et comparé deux modèles prédictifs de ces caractéristiques. L'un étant basé sur la régression linéaire et l'autre sur un réseau neuronal. Les résultats des prédictions étaient comparables. Les actions de la deuxième catégorie sont issues d'une boucle de rétroaction sur les caractéristiques de l'eau à l'effluent. Si l'ajustement de la concentration d'alun à l'aide des boucles ne permet pas d'obtenir une eau traitée de qualité désirée, alors un système expert de diagnostic peut aider l'opérateur à prendre des décisions. Ce système peut aussi être utilisé pour informer ce dernier de l'état de l'usine.

Ces derniers travaux, quoique intéressants, ne pourront inspirer la présente démarche de recherche puisque les objectifs du contrôle, en traitement de l'eau potable et des eaux usées, sont à l'opposé. En traitement de l'eau potable, les débits à l'affluent sont maintenus constants afin de stabiliser les conditions internes à l'usine, alors qu'en eaux usées il y a des variations horaires et journalières importantes. En ce qui concerne les caractéristiques des affluents, ils sont tout à fait différents. En traitement de l'eau potable, celles-ci sont plutôt uniformes. Par contre, en traitement des eaux usées, elles sont fort changeantes.

1.4 Synthèse de la problématique

Il semble que dans la plupart des situations, un opérateur n'arrive pas à lui seul à prendre les décisions lui permettant d'atteindre ne serait-ce que l'objectif le plus simple, c'est-à-dire de stabiliser les conditions internes à l'usine. Cet objectif est sans lien direct avec les caractéristiques des eaux traitées à l'effluent de l'usine.

Lorsque l'opérateur se retrouve dans un contexte de gestion intégrée à l'échelle du bassin versant, sa tâche devient beaucoup plus complexe. Les exigences de rejet et d'exploitation deviennent de plus en plus difficiles à satisfaire et le caractère évolutif des objectifs de contrôle est entièrement basé sur ces rejets. C'est pourquoi toute forme d'aide à la décision devient très utile pour lui.

Il va sans dire que le contrôle de l'usine relève et relèvera toujours de la responsabilité de l'opérateur. Celui-ci doit indéniablement jouer un rôle dominant dans le développement et l'utilisation d'un outil d'aide à la décision adapté à ses besoins.

Tout en répondant constamment aux besoins de l'opérateur, cet outil doit d'abord et avant tout tenir compte de tous les états observables par l'opérateur. L'outil doit également être en mesure de reproduire les mêmes activités de traitement de l'information que celles de l'opérateur puisqu'il lui est destiné. Ses principales activités sont la détection et le diagnostic de perturbations imprévues et la planification basée sur la recherche de stratégies de contrôle optimales.

De l'ensemble des systèmes dont nous avons fait mention, seulement deux intègrent toutes les activités de contrôle (Maeda, 1984, 1985; Lapointe *et al.*, 1989). Cependant, l'objectif du contrôle n'y est pas défini. Il semble que leur approche ne soit pas intégrée dans une perspective de gestion à l'échelle du bassin versant. L'objectif est plutôt d'aider l'opérateur à stabiliser les conditions internes d'opération à l'usine.

On note, suite à cette revue de la littérature, que les modèles conventionnels ne sont rejetés nulle part. Au contraire, les tendances actuelles démontrent que ces derniers sont retenus pour compléter les connaissances qualitatives des experts et des opérateurs. De plus, la tendance suggère que l'effort doit principalement porter sur la modélisation et la structuration des connaissances plutôt que sur la gestion de l'incertitude.

On remarque également qu'il existe un besoin d'adapter les connaissances contenues dans les règles en fonction des conditions d'opération, des comportements de l'usine et des nouveaux objectifs de contrôle. Justement, la présence de conditions d'opération anormales exige que l'opérateur prenne pour chacune d'elles un mode spécifique

d'intervention en fonction d'objectifs évolutifs du contrôle. Cette approche de modélisation commence à retenir l'attention des chercheurs mais n'a pas encore de résultats probants à son crédit. Il y a encore beaucoup à faire dans ce domaine.

Le survol que nous venons d'effectuer permet de constater que les connaissances expertes sont presque toujours formulées dans le but d'aider l'opérateur à stabiliser les conditions à l'usine. Même pour cet objectif simple, le besoin existe de créer des outils nouveaux capables d'intégrer l'opérateur dans la boucle de supervision afin de profiter de ses observations. Ils utilisent parfois des modèles qualitatifs ou quantitatifs de l'usine.

Dans le domaine du traitement des eaux usées, il existe donc un large éventail d'outils, du plus simple au plus complexe, qui peuvent répondre au qualificatif "d'outil d'aide à la décision".

Le plus simple des outils consiste en un système d'acquisition des données de mesures transmises par les capteurs. Ces données sont mises en mémoire dans une base de données à laquelle l'opérateur a accès et à partir de laquelle il doit effectuer lui-même l'analyse historique des comportements du procédé. Sa compréhension du procédé lui dicte de poser les actions de contrôle appropriées. Ces systèmes existent dans beaucoup de procédés récents dont l'importance le justifie.

Des outils un peu plus complexes, quoique encore inutilisés par les exploitants d'usine, ont été proposés. Ces outils ont eu deux approches soit l'approche quantitative et l'approche qualitative.

Dans l'approche quantitative, les outils utilisent un modèle dynamique de l'usine. Ce modèle sert à obtenir un ensemble de règles de gestion en fonction d'objectifs de contrôle bien déterminés afin d'assister l'opérateur dans ses activités de planification. Appliquer ces règles de gestion en excluant l'évaluation des performances en temps réel basées sur les caractéristiques de rejets fait que le contrôle s'effectue en boucle ouverte. De plus, un changement dans les objectifs de contrôle rend ces règles caduques. Ces derniers outils ne permettent d'observer le comportement de l'usine qu'avec beaucoup de difficultés et on leur reproche de ne pas tenir compte des observations qualitatives de l'opérateur.

Par contre, l'approche qualitative, qui est plus nouvelle, intègre les observations qualitatives de l'opérateur mais ne modélise, en général, que l'activité diagnostique afin de l'aider dans la détection de perturbations imprévues. Ce module effectue en partie l'analyse historique et l'opérateur détermine les actions de contrôle appropriées. Comme on l'a vu plus haut, ce module est souvent qualifié de système expert ou système à base de connaissances. C'est aujourd'hui l'option privilégiée d'un certain nombre de chercheurs. Cependant, en l'absence d'un modèle du procédé intégré au système d'information, le diagnostic ne peut pas être basé sur les écarts entre les états anticipés et les états mesurés. Ce diagnostic n'est donc valable que dans la situation où l'objectif du contrôle est de stabiliser les conditions internes à l'usine.

Ces nouveaux outils ne modélisent en général qu'une activité de l'opérateur, et les règles utilisées ne sont pas autoadaptatives eu égard à la nature des eaux usées. De plus, les recherches sur la modélisation qualitative des connaissances pratiques ont presque exclusivement porté sur la problématique du contrôle du traitement par boues activées. Notons enfin que le formalisme de représentation utilisé pour la modélisation des connaissances est exclusivement à base de règles de la logique floue ou de la logique booléenne, ce qui semble très bien adapté à la question du contrôle en général.

On a pas tenté jusqu'à maintenant d'intégrer les éléments des deux approches qui sont, somme toute, complémentaires. L'approche quantitative pourrait bénéficier de l'analyse historique des données basée sur les caractéristiques des rejets et adapter ses règles de gestion. Réciproquement, le module diagnostique de l'approche qualitative pourraient analyser le comportement de l'usine en se basant sur les écarts entre les états mesurés et les états anticipés par le modèle dynamique. On a pas tenté non plus de développer un outil capable de mémoriser les modes de comportement de l'usine afin de rendre adaptatives les règles qu'elles soient de diagnostic ou de gestion.

Nous considérons donc que tout outil d'aide à l'opérateur doit idéalement être adaptatif. Les règles, qu'elles soient de diagnostic et/ou de gestion, doivent évoluer de façon cohérente en fonction des comportements dynamiques du procédé et des changements aux objectifs de contrôle.

L'élément essentiel et moteur de ce caractère évolutif doit reposer sur une représentation formelle chez l'opérateur de sa compréhension du procédé et sa capacité de mémoriser les

comportements dynamiques du procédé. Ces facultés humaines sont à la base de sa capacité d'analyser l'information et d'anticiper les conséquences de ses actions.

Par conséquent, la représentation choisie devrait idéalement pouvoir générer, au besoin, de nouvelles règles de diagnostic et de gestion en fonction des comportements dynamiques historiques du procédé.

En résumé, pour satisfaire aux besoins de l'opérateur, l'outil d'aide à l'opérateur doit avoir les capacités:

- d'apprendre des expériences vécues;
- de représenter chez l'opérateur sa compréhension de l'usine à l'aide d'un modèle dynamique. Ce modèle doit se rapprocher de ses structures de connaissances;
- d'autoadapter ce modèle en fonction des expériences vécues;
- de reproduire ses activités de traitement de l'information;
- de s'adapter aux objectifs changeants fixés par la hiérarchie décisionnelle.

1.5 Objectifs spécifiques de recherche

En regard des objectifs généraux, les objectifs spécifiques sont formulés de façon à en arriver au développement d'un outil qui puisse satisfaire les besoins de l'opérateur. Ces objectifs sont:

- 1) d'analyser la tâche de supervision de l'opérateur afin de déterminer le type d'information qu'il traite et les activités de traitement de cette information;
- 2) de développer, en fonction de l'analyse précédente, une méthode formelle capable d'intégrer les observations qualitatives de l'opérateur dans le modèle dynamique de l'usine. Cet objectif est réalisé:

- en analysant les données existantes sur le procédé de biofiltration,
 - en choisissant ou concevant un modèle dynamique du procédé capable d'intégrer les connaissances qualitatives de l'opérateur en contexte réel d'opération,
 - en identifiant les besoins en données qualitatives, et
 - en consultant au besoin les experts du domaine;
- 3) de développer un modèle du processus de traitement de l'information de l'opérateur qui intègre le modèle de l'usine dont les composantes principales sont ses capacités d'analyse historique de l'information et d'anticipation d'événements;
- 4) d'évaluer l'utilité potentielle de l'outil dans un contexte opérationnel en montrant:
- sa capacité de planification,
 - sa capacité de diagnostic,
 - sa capacité d'apprentissage, et
 - sa capacité de s'adapter à des objectifs changeants;
- 5) et finalement, de proposer une méthodologie de conception d'outil d'aide à la supervision.

2. AUTOMATISATION DE LA SUPERVISION

Pour créer un outil au même niveau décisionnel que l'opérateur, on doit analyser en quoi consiste sa tâche de supervision. Dans l'exécution de cette tâche, l'opérateur doit se servir de sa compréhension des comportements dynamiques de l'usine. Cette compréhension est traduite sous le vocable de "**modèle mental**". La représentation et la formalisation de son modèle mental permettent d'identifier les informations pertinentes utilisées pour développer des stratégies d'intervention sur le procédé.

Ce chapitre vise donc la réalisation des trois premiers objectifs énumérés à la section 1.5. Brièvement, ces objectifs sont d'analyser la tâche de supervision de l'opérateur, de développer un modèle dynamique de l'usine capable de tenir compte des observations qualitatives de l'opérateur et un modèle des activités de traitement de l'information de sa tâche de supervision.

L'annexe 2 présente une description opérationnelle des composantes de la décantation primaire (décanteurs lamellaires), de la biofiltration (biofiltres) et de la décantation des eaux de lavage (décanteurs tubulaires) du site choisi. Ce sont les principales composantes de la chaîne de traitement liquide de la "STATION EST" qui feront l'objet d'une modélisation.

2.1 Supervision du procédé par l'opérateur

En fonction des objectifs de contrôle et de l'information issue de son environnement, l'opérateur intervient sur le procédé. Ses interventions dépendent de sa compréhension du procédé.

On a constaté au chapitre précédent, que l'opérateur a beaucoup de difficultés à parvenir à respecter l'objectif le plus simple qu'est la stabilisation des conditions internes. Il n'a probablement pas le temps de réagir avec le procédé et d'analyser toutes les données qui lui sont disponibles. C'est pour cette raison qu'on veut lui proposer un outil d'aide à la supervision.

Dans notre analyse du comportement de l'opérateur, nous nous placerons dans le contexte où l'outil est déjà disponible. L'outil et l'opérateur forme donc une entité que l'on peut qualifier de **super-opérateur** capable d'interpréter et de mémoriser le comportement de l'usine et de prendre des actions appropriées.

C'est dans cette perspective qu'on analyse la tâche de supervision de l'opérateur. Par une approche systémique, la nature et les caractéristiques des différentes activités régissant le comportement du **super-opérateur** s'en trouvent mieux définies. Nous devons l'isoler du système global décrit à la figure 1.2 afin de mieux appréhender sa tâche de supervision.

2.1.1 Les obligations du contrôle

Les objectifs fixés par la hiérarchie décisionnelle définissent les obligations de contrôle du procédé. Ces objectifs peuvent être de nature diverse et leur degré de priorité peut évoluer en fonction de conditions internes et externes au procédé. L'opérateur a la responsabilité d'assumer ces objectifs.

Par exemple, dans le cas d'une usine de traitement par biofiltration, un des objectifs pourra être de minimiser les activités de lavage et de décolmatage des biofiltres en période de temps sec.

2.1.2 Les informations de l'environnement de l'opérateur

L'opérateur possède la faculté de traiter et de résoudre les problèmes grâce à une reconnaissance des états observables de son environnement. On doit donc identifier tous les stimuli lui parvenant, indices susceptibles d'engendrer de sa part des actions de contrôle sur le procédé.

L'analyse du système "super-opérateur" permet de classier les différentes informations (les stimuli) lui permettant de poser des actions sur le procédé (son comportement).

Les stimuli faisant partie de son environnement sont:

- les informations sur les événements prévisibles: variations cycliques (quotidiennes, hebdomadaires, etc.) ou autres variations des caractéristiques quantitatives et qualitatives des charges à l'affluent;

- les informations sur les événements détectés: chocs hydrauliques, chocs toxiques, etc.;
- les informations sur les caractéristiques des eaux usées à l'affluent et l'effluent de l'usine et sur l'état de l'usine sont:
 - les mesures des capteurs,
 - les tests en laboratoire,
 - les données qualitatives constatées par l'opérateur (perçues par les sens);
- les critères de rendement établis à partir des objectifs du contrôle. Les objectifs pouvant devenir un moyen d'influencer le comportement de l'opérateur.

2.1.3 Les opérations de contrôle

L'opérateur posera des actions de contrôle en fonction des informations qu'il reçoit de son environnement. Par exemple, il agira avec célérité lors de la détection de perturbations qui exigent une action immédiate. En dehors de ces situations d'urgence, il aura une réponse plus longuement réfléchie dans la mesure où il fait face à des événements prévisibles.

Dans un premier cas, les informations sont utilisées pour détecter et diagnostiquer les événements imprévus (valeurs des variables d'états du procédé différentes des valeurs prévues) afin de corriger la trajectoire actuelle du procédé et de le ramener sur une trajectoire respectant les objectifs du contrôle. Les informations sont aussi utilisées pour identifier les événements prévisibles afin d'élaborer des stratégies d'intervention qui optimisent les performances du procédé en fonction des objectifs de contrôle. Enfin, ces informations servent également à analyser et mémoriser les modes de comportement du procédé afin d'améliorer continuellement l'efficacité de ses interventions.

2.1.4 La tâche de supervision de l'opérateur

La tâche de supervision de l'opérateur est formée des activités suivantes telles que:

- l'acquisition d'information;
- la détection et le diagnostic adaptatif de perturbations;
- l'anticipation d'événements;
- la mise en oeuvre d'actions correctives;
- l'apprentissage des modes de comportement du procédé.

Nous allons considérer chacune de ces activités et identifier les informations utilisées. En fait, cette tâche est reconstituée à partir de l'analyse de ses obligations, des informations de son environnement et de ses opérations de contrôle.

2.1.4.1 Acquisition d'information

L'opérateur accumule les informations sur les **états** (MES, débits, DBO, etc) à l'affluent, à l'effluent et à l'intérieur du procédé. Grâce à son expérience, il sait que ces informations n'ont pas toutes la même signification et la même priorité parce que certaines sont redondantes. Il doit filtrer ces informations et n'en retenir que les plus pertinentes.

2.1.4.2 Détection et diagnostic adaptatif de perturbation

L'opérateur utilise son modèle mental du procédé pour détecter et diagnostiquer les **événements imprévus**. Chaque événement provoque un comportement qu'il peut reconnaître grâce à son expertise. La détection d'**écarts** trop importants entre les états prévus et ceux observés engendre un processus de vérification de son modèle mental. Dans ce processus d'inférence la signature actuelle des écarts est comparée aux signatures précédentes (**écarts modèles**).

Ce problème est résolu lorsque son modèle est réajusté de façon à rendre compte de la cause (**événement** ---> **écarts modèles**) qui a engendré ces écarts.

2.1.4.3 Anticipation d'événements

Par sa faculté d'anticipation et son expérience, l'opérateur peut identifier des **événements prévisibles** qui risquent d'affecter les caractéristiques de l'affluent et le comportement du procédé, tels la fonte de neige, la pluie, les fluctuations quotidiennes, hebdomadaires ou saisonnières.

2.1.4.4 Mise en oeuvre d'actions correctives

Cette faculté d'anticipation de l'opérateur lui permet d'élaborer des **stratégies** d'actions sur le procédé. Celles-ci sont élaborées en fonction d'**objectifs** pré-déterminés de manière à optimiser les performances d'opération du procédé.

2.1.4.5 Apprentissage des modes de comportement du procédé

Chaque nouveau **mode de comportement** du procédé est mémorisé par l'opérateur de façon à améliorer son modèle mental.

L'opérateur s'adapte aux changements de l'environnement qu'il doit apprivoiser. Il apprend que le procédé peut avoir des **modes de comportement** différents, et l'apprivoise en mémorisant ces modes suite à différentes expériences. En fait, il procède naturellement à une analyse historique de ces expériences afin d'en arriver à une meilleure compréhension des comportements dynamiques du procédé. Son modèle mental, de plus en plus raffiné, lui permet d'améliorer la prédiction des conséquences de ses actions correctives et des événements sur le comportement de l'usine.

En d'autres termes, l'opérateur pourra agir plus efficacement dans la mesure où son modèle mental est une représentation plus juste des comportements du procédé.

2.1.4.6 Classification des activités de la tâche de supervision

La connaissance de la nature et de l'intensité des événements lui permet de "**planifier**" ses interventions et d'"**anticiper**" les états du procédé et les caractéristiques du produit. Les écarts entre les états observés et ceux anticipés lui permettent de "**détecter et diagnostiquer**" les événements imprévus. Enfin, il a la capacité de "**mémoriser**" les modes de comportement du procédé.

2.2 La modélisation du procédé

L'analyse précédente de la tâche de supervision nous a permis de distinguer différents types d'information que l'opérateur utilise dans l'accomplissement de sa tâche.

Le premier concerne les **états** du procédé. Ceux-ci sont obtenus par les capteurs (**états mesurables**) et par l'opérateur (**états observables**). Les différences entre les états prévus et ceux mesurés et/ou observés sont qualifiées d'**écarts** et correspondent au deuxième type d'information. Un troisième concerne les variations des états mesurables et/ou observables. Des variations au-delà de certains seuils sont à la source d'**événements**. L'occurrence d'un événement a pour conséquence d'induire un nouveau **mode de comportement** du procédé. Enfin, les **stratégies** sont élaborées en fonction des **objectifs** de contrôle et des modes de comportement.

Alors, qu'elle est la représentation de chacun de ces types d'information en terme de structure de données ? Cette représentation pour les **états**, les **écarts** et aussi pour les décisions à prendre soit les **stratégies** et les **objectifs** se conçoit facilement. Par contre, il est plus difficile à ce stade-ci de se représenter les informations de type **événement** et **mode de comportement** utilisées lors de la modélisation. A titre d'indication, mentionnons qu'un événement est le résultat d'un changement de **contexte d'opération** et qu'un contexte est défini par un ensemble de **conditions d'opération**. Ces conditions peuvent être de nature qualitative; elles sont alors fournies par l'opérateur. Elles peuvent être de nature quantitative; elles sont déduites des capteurs. De plus, ajoutons qu'un **mode de comportement** établit une relation entre un contexte d'opération et les valeurs des paramètres du modèle.

Les prochaines sections traiteront de ces concepts et proposent un modèle des composantes biofiltration et décantation. Ce modèle permet d'intégrer les connaissances qualitatives d'experts aux connaissances quantitatives acquises d'expériences (annexe 3). Les paramètres du modèle ont été choisis pour permettre cette intégration et assurer une cohérence entre les modes de représentation qualitative et quantitative. Notons que cette approche est tout à fait nouvelle.

Ce modèle est calqué sur le modèle mental de l'opérateur puisque le choix des variables est basé sur un ensemble de concepts manipulés par lui. Cette démarche est justifiée dans la mesure où l'opérateur doit jouer un rôle prépondérant dans les activités de contrôle. En général, l'opérateur n'est pas enclin à déduire les valeurs de variables qui ne sont pas mesurables directement, préférant traiter l'information faisant partie de son environnement immédiat (Rouse, 1983). Nous proposons donc un modèle basé strictement sur des variables observables par l'opérateur. Dans le cas de la biofiltration ces variables sont les débits, les pertes de charge et les concentrations en MES.

Il ressort d'une analyse des contraintes observées dans le fleuve St-Laurent (Lavallée et Villeneuve, 1988) que les MES constituent un vecteur important de contamination et doivent être contrôlées. Cependant, les normes de rejets sont établies en fonction des MES et de la DBO. En principe, une simulation de ces deux variables, ainsi que celle du débit, doit être faite. Toutefois, sauf rare exception, si l'enlèvement des MES aux biofiltres est bon, il est fort probable que la norme sur la DBO soit respectée. En effet, il existe une bonne relation entre MES et DBO (Consultants BPR, 1989). Par ailleurs, la mise en oeuvre des modèles existants qui traitent de l'aspect épuration biologique (enlèvement de la DBO) est extrêmement difficile justement parce qu'ils utilisent des variables non-observables directement.

2.2.1 Modélisation des décanteurs lamellaires et des biofiltres

Suite aux observations précédentes et celles présentées à l'annexe 1 et aux résultats de l'annexe 3 sur les différentes analyses effectuées sur la biofiltration, les mécanismes suivants doivent être compris et modélisés pour fin de contrôle:

- la décantation et la filtration des solides à partir des concentrations en MES (mesurées ou estimées) à l'affluent de ces unités afin de simuler les concentrations en MES à l'effluent des décanteurs et des biofiltres;
- l'évolution des pertes de charge à travers les biofiltres, afin de prédire les cycles de lavage et de filtration des biofiltres.

Les modèles existants qui traitent de l'aspect filtration granulaire se retrouvent principalement dans le domaine du traitement de l'eau potable et sont difficilement transposables au cas de la biofiltration (annexes 1 et 3). De plus, ils ne sont pas adaptés à la présente démarche de modélisation. Il sera donc nécessaire de développer une modélisation des mécanismes de filtration et des pertes de charge.

Dans le cas des usines d'épuration de la CUQ, l'efficacité des biofiltres, le choix d'une stratégie de lavage et le contrôle des débordements au milieu récepteur en temps de pluie, dépendront fortement de l'efficacité de la décantation lamellaire (Martel et Lessard; 1991).

Peu de travaux sur la modélisation des décanteurs lamellaires ont été faits. Notons toutefois les travaux de Martel et Lessard (1991). Ils ont présenté un modèle pseudo-mécanistique développé spécifiquement pour le cas de la CUQ. Sommairement, ce modèle est du type de la représentation par espaces d'états et il décrit le comportement dynamique du milieu en effectuant un bilan de masse des MES décantables et non-décantables dans une série de réservoirs à mélange parfait. Les principaux paramètres sont le pourcentage de MES décantables, le coefficient d'affouillement et la vitesse de sédimentation.

Ce modèle de la décantation n'était malheureusement pas disponible au moment de la présente démarche de modélisation. L'opportunité de l'utiliser pourra être envisagée dans le cadre de futurs travaux.

Dans la présente recherche, les mécanismes de décantation et de filtration sont représentés sous un même formalisme et s'appuient sur le concept d'**efficacité**. Ceux des pertes de charge introduisent les concepts de **taux d'augmentation des pertes de charge**, de **perte de charge résiduelle limite**, de **capacité résiduelle de capture** en MES des biofiltres et de **durée restante** du cycle de filtration. Le choix des paramètres du modèle s'est effectué de concert avec les experts (annexe 3) et permet de donner aux prochaines sections une définition explicite de ses principaux concepts.

2.2.1.1 Filtration et décantation

Le concept d'efficacité a conduit au choix des paramètres de la fraction décantée, pour représenter le mécanisme de la décantation, et de la fraction passante pour le mécanisme de filtration. Étant donné que le formalisme de représentation de ces deux mécanismes est tout à fait similaire, le modèle proposé ci-après décrit ces deux mécanismes sous le vocable "fraction passante".

La fraction passante au biofiltre est considérée constante durant un contexte d'opération. Cette hypothèse a été vérifiée pour la filtration lors des différentes analyses (annexe 3) et, d'après les experts, elle est justifiée aussi pour la décantation. Toutefois, les paramètres peuvent changer en fonction des différents contextes d'opération.

Pour compléter notre modélisation des mécanismes de filtration et de décantation, il est nécessaire de tenir compte de la nature évolutive du comportement du procédé en fonction des différents contextes d'opération observables à l'usine. La modélisation qui suit introduit les concepts permettant de représenter ces comportements transitoires.

Une première relation décrit les concentrations en MES à l'aval des décanteurs et des biofiltres en fonction des concentrations en MES à l'amont et en fonction de la fraction passante:

$$MesOut = Fp \cdot MesIn, \quad (1)$$

où:

$MesIn$ = concentration en MES (g/m^3) à l'amont des unités (décanteurs ou biofiltres);

$MesOut$ = concentration en MES (g/m^3) à l'aval des unités (décanteurs ou biofiltres);

Fp = fraction passante en MES (adimensionnelle).

Le paramètre de la fraction passante F_p est fonction des conditions d'opération présentes et passées. Pour un contexte d'opération donné, cette fraction évoluera vers la valeur cible correspondant à ce contexte. La rapidité de cette évolution dépend d'un autre paramètre que l'on qualifie de **temps de transition globale**. La relation décrivant l'évolution de ce paramètre est exprimée par une équation différentielle du premier ordre, soit:

$$\frac{dF_p}{dt} = \frac{1}{T_{gf}} (F_p - F_{pc}) \quad (2)$$

où:

T_{gf} = "temps de transition globale" (h) de l'évolution de la fraction passante vers une valeur cible;

F_{pc} = valeur cible de la fraction passante (adimensionnelle).

Étant donné les conditions changeantes dans lesquelles les filtres biologiques doivent opérer, la fraction passante évoluera conséquemment toujours vers de nouvelles valeurs.

Le lecteur peut consulter immédiatement, s'il le désire, les sections 2.2.1.3 et 2.2.1.4 du présent chapitre portant respectivement sur les notions de **valeur cible** et de **temps de transition globale** des paramètres. Elles permettent de définir précisément les concepts de **contexte d'opération** et de **mode de comportement** du procédé. C'est à ce niveau aussi qu'est défini l'intégration des aspects qualitatifs aux aspects quantitatifs des données nécessaires au soutien du contrôle de procédé. Ces notions sont également utilisées pour décrire les mécanismes des pertes de charge.

2.2.1.2 Les pertes de charge

Les résultats des analyses complémentaires sur les essais pilotes de 1986 (annexe 3) permettent de proposer un modèle décrivant l'évolution des pertes de charge au biofiltre en fonction des charges captées en MES. Les résultats de Brouard (1992) appuient cette proposition dans la mesure où des conditions autres qu'hydrauliques seront intégrées dans la modélisation. Justement, la présente démarche intègre dans la modélisation un ensemble de conditions qualitatives qui amélioreront la capacité de prédiction du modèle.

Ce modèle utilise deux paramètres. Le premier décrit l'évolution des pertes de charge résiduelles (P_{cd}), le second l'évolution des pertes de charge après le dernier décolmatage (P_{ch}).

Connaissant la vitesse de filtration au biofiltre, les concentrations en MES à l'amont, les paramètres de la fraction passante ainsi que ceux de l'évolution des pertes de charges, il est possible d'évaluer la **durée restante** du cycle de filtration si le présent contexte d'opération se maintient. Pour déterminer cette durée, il est nécessaire d'aborder les notions de **perte de charge résiduelle limite** et de **capacité résiduelle de capture** de cette durée restante. Ces notions permettent de définir un ensemble de variables décrivant les cycles de lavage et de filtration.

Dynamique des pertes de charge

Les résultats des différentes analyses (annexe 3) montrent que pour un contexte d'opération donné, il existe une relation linéaire satisfaisante et relativement simple entre l'évolution des pertes de charge résiduelles et les charges captées en MES.

Le modèle décrivant l'évolution des pertes de charge se formule donc comme suit:

soit,

$$\frac{dH_{pc}}{dt} = P_{cd} \cdot \text{taux de charge captée} \quad (3)$$

$$\frac{dH_{pc}}{dt} = P_{cd} \cdot TCC \quad (4)$$

$$\frac{dH_{pc}}{dt} = P_{cd} \cdot Vf(MesIn - MesOut) \quad (5)$$

où:

H_{pc} = perte de charge (cm);

TCC = "taux de charge captée" (g/m².h);

P_{cd} = taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles (cm.m²/g);

v_f = vitesse de filtration (m³/h.m²).

Comme pour la relation expliquant l'évolution de la fraction passante, la relation décrivant l'évolution du taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles est une équation différentielle du premier ordre, soit:

$$\frac{dP_{cd}}{dt} = \frac{1}{T_{gp}} (P_{cd} - P_{cdc}) \quad (6)$$

où:

P_{cdc} = valeur cible du taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles (cm.m²/g);

T_{gp} = valeur du "temps de transition globale" (h) du taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles (voir 2.2.1.4).

Le modèle du biofiltre simplifié à l'extrême le processus de capture des charges en MES. Il représente le biofiltre comme un filtre d'une hauteur nulle (un tamis) dont les capacités filtrantes sont fonction d'un ensemble de conditions d'opération. Ainsi, le taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles est défini en termes de cm.m²/g au lieu de l'être en terme de cm.m³/g..

Perte de charge résiduelle limite (PCRL)

La perte de charge résiduelle limite (*PCRL*) correspond à la perte de charge résiduelle d'un décolmatage à la fin de la période de filtration.

En situation réelle d'opération, il est impossible de prédire exactement la valeur de *PCRL*. La figure 2.1 représente schématiquement la méthode utilisée pour estimer cette valeur.

Après le dernier décolmatage, la perte de charge résiduelle réelle est supérieure ou égale au point de consigne *Pc*. Dans le cas où cette perte de charge est égale à *Pc*, la relation suivante permet d'estimer *PCRL*:

$$P1 = Pc + \frac{Pcd}{Pch} (150 - Pc) \quad (7)$$

où:

Pch = taux d'augmentation des pertes de charge après le dernier décolmatage (cm.m²/g);

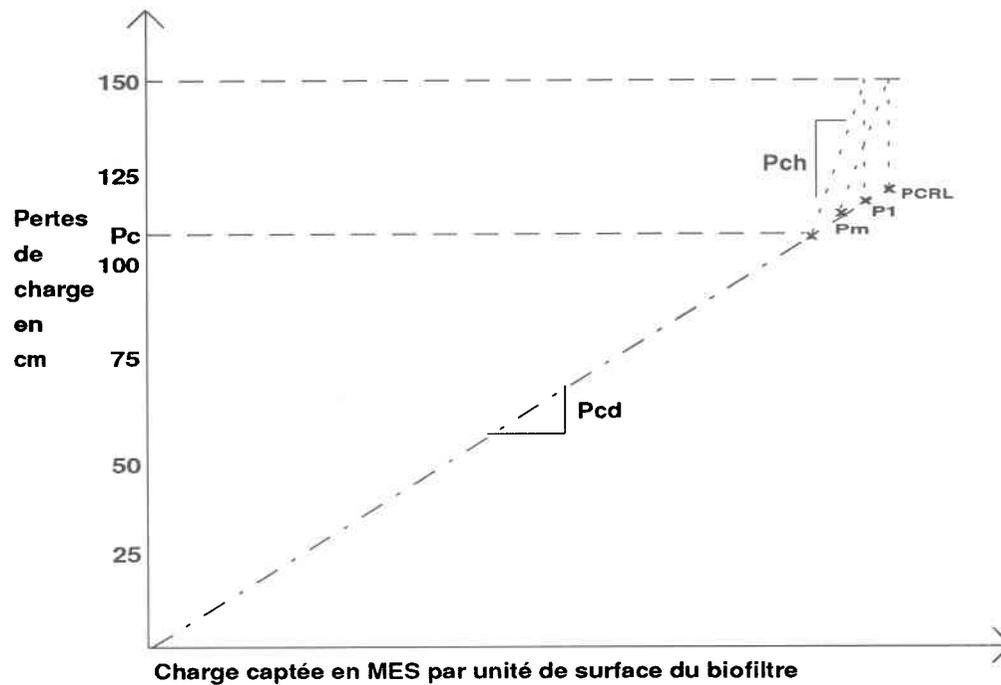
P1 = estimation de *PCRL* (cm) lorsque la perte de charge résiduelle au dernier décolmatage est égale à *Pc*;

150 = perte de charge maximale (cm);

Pc = point de consigne sur les pertes de charges résiduelles.

Puisque la perte de charge résiduelle est rarement égale au point de consigne *Pc* (elle se situe plutôt entre *Pc* et *P1*), on présume que celle-ci peut être généralement obtenue grâce à la relation suivante:

$$Pm = \frac{Pc + P1}{2} \quad (8)$$



P_{cd} = TAUX D'AUGMENTATION DES PERTES DE CHARGE RÉSIDUELLES

P_{ch} = TAUX D'AUGMENTATION DES PERTES DE CHARGE APRÈS LE DERNIER DÉCOLMATAGE

$$P_1 = P_c + \frac{P_{cd}}{P_{ch}} (150 - P_c)$$

$$P_m = \frac{P_c + P_1}{2}$$

$$PCRL = P_m + \frac{P_{cd}}{P_{ch}} (150 - P_m)$$

FIGURE 2.1 ESTIMATION DE LA PERTE DE CHARGE RÉSIDUELLE (PCRL)

où:

P_m = perte de charge résiduelle moyenne (cm) au dernier décolmatage.

En supposant que les paramètres P_{cd} et P_{ch} sont connus, la valeur de $PCRL$ s'obtient par les relations décrites précédemment, en les appliquant comme suit:

$$PCRL = P_m + \frac{P_{cd}}{P_{ch}} (150 - P_m) \quad (9)$$

La connaissance de $PCRL$ offre des avantages certains lors de la simulation des mécanismes de pertes de charge. On peut dès lors utiliser un seul paramètre soit celui du taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles.

"Capacité résiduelle de capture" et "durée restante"

Les notions de **capacité résiduelle de capture** en MES et de **durée restante** du cycle de filtration sont basées sur la notion de $PCRL$.

Au cours d'un cycle de filtration, la "capacité résiduelle de capture" (CRC) est définie comme étant la charge en MES qu'il est encore possible de capter par unité de surface du biofiltre si le présent contexte d'opération se maintient. Cette capacité est évaluée à l'aide de la relation suivante:

$$CRC = \frac{PCRL - H_{pcd}}{P_{cd}} \quad (10)$$

où:

CRC = "capacité résiduelle de capture" en MES (g/m²) au biofiltre.

H_{pcd} = perte de charge résiduelle (cm).

La "durée restante" DRS du cycle de filtration est déduite de la "capacité résiduelle de capture" CRC et du "taux de charge captée" TCC , et elle est définie par la relation suivante:

$$DRS = \frac{CRC}{TCC} \quad (11)$$

$$DRS = \frac{PCRL - H_{pcd}}{P_{cd} \cdot Vf[MesIn(1 - Fp)]} \quad (12)$$

Fp est dans ce cas ci la fraction passante au biofiltre. Compte tenu de l'état actuel de la perte de charge résiduelle, DRS est la durée entre l'instant présent et la fin du cycle si les conditions présentement observées se maintiennent.

Les notions de CRC et de DRS sont indispensables pour l'élaboration des stratégies de gestion du point de consigne sur les pertes de charge résiduelles, et par le fait même, des stratégies de lavage des biofiltres.

Bilan des cycles de lavage et de filtration

La connaissance de DRS pour chacun des biofiltres permet à l'opérateur d'identifier ceux qui sont prochainement destinés au lavage. Six variables d'état sont définies pour établir un bilan des activités de lavage et de filtration. Ces variables sont les suivantes:

- N_f = nombre de biofiltres en filtration;
- N_d = flux (nombre/h) de biofiltres programmés pour lavage;
- N_s = nombre de biofiltres en attente d'un lavage;
- N_l = flux (nombre/h) de biofiltres au processus de lavage;
- N_p = nombre de biofiltres propres;
- N_n = flux (nombre/h) de biofiltres qui entrent en filtration.

Ces variables sont autant d'indices du comportement de l'usine. Par exemple, le flux de biofiltres programmés pour lavage est directement lié aux taux d'augmentation des pertes de charge et, si le contexte hydraulique est constant, il fournit des indices sur les variations de nature des particules des charges polluantes.

2.2.1.3 Notion de valeur cible

Les valeurs cibles des paramètres du modèle de l'usine sont déterminées à partir des conditions d'opération existantes à l'usine.

Lors d'un événement impliquant un changement de conditions d'opération, la valeur d'un paramètre *Par* évoluera vers sa valeur cible *Parc* :

$$Par \text{ ——— } \textit{tend vers} \text{ ——— } \rightarrow Parc. \quad (13)$$

Cette valeur cible est strictement fonction des conditions d'opération présentes.

L'introduction d'une fonction de transfert du premier ordre permet de déterminer la valeur de chaque paramètre en fonction de ces ensembles de conditions.

Une formulation mathématique pourrait être élaborée afin de découvrir une relation entre l'état du procédé et les valeurs des paramètres. Toutefois, une telle formulation n'existe pas encore et risque de s'avérer fort complexe.

Par contre, il est possible de représenter sous une forme plus simple et intuitive la formulation mathématique recherchée en créant une relation entre les conditions d'opération et les valeurs cibles des paramètres. Le lecteur peut consulter l'annexe 3 pour s'informer de l'ensemble des catégories de conditions d'opération qui furent retenues lors des analyses complémentaires des essais pilotes de 1986.

En effet, les conditions d'opération définissent, dans une certaine mesure, l'état du procédé. Une méthode relativement simple consiste à créer une dépendance fonctionnelle entre les conditions d'opération et les valeurs cibles. Ainsi, les hypothèses suivantes sont proposées:

- pour toute catégorie i , une et une seule condition d'opération de cette catégorie existe au temps t ;
- les conditions existantes au temps t (contexte d'opération) forment un sous-espace de l'espace engendré par l'ensemble des contextes d'opération;
- l'espace des contextes d'opération est formé d'un ensemble de sous-espaces mutuellement exclusifs;
- il existe une et une seule valeur cible correspondant à chacun des sous-espaces de l'espace des contextes d'opération.

Ainsi, la relation suivante:

$$C_1/\wedge \dots/\wedge C_i/\wedge \dots/\wedge C_n \longrightarrow Parc, \quad (14)$$

où:

$$\wedge \quad = \text{symbole et,}$$

$$C_1/\wedge \dots/\wedge C_i/\wedge \dots/\wedge C_n \quad = \text{conjonction d'un ensemble de conditions d'opération (contexte d'opération) définissant un sous-espace de l'espace des contextes d'opération,}$$

décrit une dépendance fonctionnelle entre un contexte d'opération et une valeur cible du paramètre Par . Ainsi, la relation entre un contexte d'opération et les valeurs cibles des paramètres définit un **mode de comportement**:

$$C_1/\wedge \dots/\wedge C_i/\wedge \dots/\wedge C_n \longrightarrow \langle Parc_1, Parc_2, \dots, Parc_m \rangle, \quad (15)$$

$$(C_1/\wedge \dots/\wedge C_i)/\wedge (C_{i+1}/\wedge \dots/\wedge C_n) \longrightarrow \langle Parc_1, Parc_2, \dots, Parc_n \rangle, \quad (16)$$

$$EChyd \wedge ECqual \longrightarrow \langle Parc_1, Parc_2, \dots, Parc_m \rangle, \quad (17)$$

où:

$\langle Parc_1, \dots, Parc_2, \dots, Parc_m \rangle$ = le vecteur des valeurs cibles des paramètres en fonction d'un contexte d'opération;

$EChyd$ et $ECqual$ = contextes hydraulique et qualitatif d'opération de l'usine.

L'ensemble de tous les **modes de comportement** constitue une définition complète de la relation entre les contextes d'opération et les valeurs cibles des paramètres.

Remarquons que les conditions d'opération sont subdivisées en deux grandes classes. La première classe correspond aux conditions hydrauliques (ensemble de conditions mesurables) tels que les débits aux décanteurs lamellaires et aux biofiltres. Ces conditions sont déduites des mesures des capteurs. La deuxième définit un ensemble de conditions observables (pluie, surcharge hydraulique, choc organique, déversement toxique, présence d'huile et/ou de graisse, présence de matières flottantes) seulement par l'opérateur. Par conséquent, les observations de l'opérateur sont absolument nécessaires afin de définir précisément le contexte d'opération à l'usine.

2.2.1.4 Notion de temps de transition globale

Il est clair que l'occurrence de changements de conditions d'opération (événements) aura une influence sur l'évolution dynamique des paramètres. Cette influence est associée à la nature de ces événements.

Théoriquement, la prise en compte de l'ensemble de tous les événements passés permettrait d'en arriver à une meilleure description de l'évolution dynamique des paramètres. Par contre, cette approche pourra être complexe et difficilement réalisable en pratique.

Les connaissances sur les temps de transition ont été exclusivement acquises des experts. Par souci de simplicité, on prendra pour acquis que seuls les derniers événements de

chacune des catégories de conditions d'opération auront une influence sur la dynamique des paramètres.

Le principe fondamental de l'approche consiste à déterminer, parmi les derniers événements, celui qui exercera le plus longtemps son influence sur le paramètre.

La figure 2.2 présente la méthode utilisée. Elle illustre à l'aide d'événements appartenant à trois catégories de conditions d'opération la notion de **temps de transition globale** d'un paramètre. Sommairement, l'occurrence d'un événement d'une catégorie introduit un changement de condition de cette catégorie. Ce changement exercera une influence sur le paramètre pendant un certain temps. La **portée de l'influence** de cet événement est le moment pour lequel cet événement n'exercera plus d'influence sur le paramètre. Le temps de transition globale du paramètre est défini par la différence entre la portée maximale des derniers événements et le temps d'occurrence du dernier événement.

Cette méthode introduit également la notion de **temps de transition partielle** associée à un événement d'une catégorie de conditions d'opération. On peut déduire de cette méthode que si les événements n'appartiennent qu'à une seule catégorie, le temps de transition globale sera égal au temps de transition partielle.

Pour un paramètre j donné, on assume que le temps de transition partielle est strictement fonction des conditions précédant et suivant le dernier événement de cette catégorie. Cette fonction s'exprime sous forme d'une dépendance fonctionnelle:

$$C_{ant_i} \wedge C_{pos_i} \longrightarrow T_{p_{ij}}, \quad (18)$$

où:

C_{ant_i} = condition avant le dernier événement de la catégorie i ;

C_{pos_i} = condition après le dernier événement de la catégorie i ;

$T_{p_{ij}}$ = temps de transition partielle associé au paramètre j et au dernier événement de la catégorie i .

Maintenant, la portée de l'influence du dernier événement de la catégorie i sur le paramètre j se définit comme suit:

$$Po_{ij} = t_i + Tp_{ij}, \quad (19)$$

où:

Po_{ij} = portée de l'influence du dernier événement de la catégorie i sur le paramètre j ; la portée étant le temps Po_{ij} où le dernier événement de la catégorie i n'exercera plus son influence sur le paramètre j ;

t_i = temps d'occurrence du dernier événement de la catégorie i ;

Le temps d'influence maximal de l'ensemble des derniers événements sur un paramètre j est exprimée sous la forme suivante:

$$Pg_j = \max_i Po_{ij} \quad (20)$$

où:

Pg_j = portée maximale de l'influence de l'ensemble des derniers événements (des derniers changements de contextes d'opération) sur un paramètre j ;

et le temps d'occurrence du dernier événement de cette ensemble est exprimé comme suit:

$$tg = \max_i t_i \quad (21)$$

où:

tg = le temps d'occurrence du dernier événement de l'ensemble des derniers événements de toutes les catégories de conditions.

Le temps de transition globale d'un paramètre j donné est obtenu des relations précédentes et se définit par la relation suivante:

$$Tg_j = Pg_j - tg, \quad (22)$$

$$Tg_j = \max_i (t_i + Tp_{ij}) - \max_i t_i \quad (23)$$

où:

T_{g_j} = temps de transition globale du paramètre j.

En posant la relation précédente, on accorde plus d'importance aux événements les plus récents dans la dynamique transitoire des paramètres. Le temps de transition globale est constant après l'occurrence d'un événement mais s'ajuste à toute nouvelle occurrence.

2.2.2 Modélisation de la décantation des eaux de lavage

Les résultats des essais de sédimentation (PCRB, 1986) semble démontrer une constance dans l'efficacité de la décantation des eaux de lavage, indépendamment des conditions d'opération du décanteur et du biofiltre. La vitesse de sédimentation des matières décantables est de 4,5 m/h. Les MES, à l'effluent de la décantation, sont composées presque uniquement de matières non-décantables. L'efficacité de la décantation n'est pas améliorée si le temps de rétention aux décanteurs est augmenté au-delà de leur temps de rétention hydraulique théorique.

L'efficacité observée est de l'ordre de 87,5% d'enlèvement. En moyenne, les concentrations mesurées sont de l'ordre de 700 mg/L à l'amont, et de 88 mg/L à l'aval.

Si on tient compte des résultats précédents, du nombre limité d'essais de sédimentation à notre disposition et de l'importance relative des débits aux décanteurs des eaux de lavage (environ 10% des débits aux biofiltres), on présumera qu'une concentration constante en MES de 88 mg/L sera observée à l'aval des décanteurs tubulaires.

2.2.3 Modélisation de la dynamique des débits

La faible capacité tampon des composantes étudiées permet de considérer en tout temps un débit identique entre l'affluent et l'effluent de chacune des composantes. Puisque l'impact d'une variation de débit à l'affluent est observé à l'effluent après quelques minutes seulement, cette hypothèse n'introduit que très peu de biais dans les simulations.

2.2.4 Consultation des experts

Les données sur les valeurs cibles acquises des résultats de l'analyse des essais pilote de 1986 sont incomplètes. Une partie seulement des contextes d'opération susceptibles d'être observés a été explorée lors de ces essais pilotes. De plus, les données sur les temps de transition sont exclusivement acquises des experts.

Une consultation a été menée auprès d'experts du domaine de la biofiltration afin de combler ces données manquantes. On retrouve à l'annexe 4 un exposé sur la méthodologie de consultation. Les données acquises au cours de cette consultation sont présentées à l'annexe 5.

2.3 Modélisation du traitement de l'information par l'opérateur

L'intégration d'un outil d'aide à la décision dans l'environnement de l'opérateur va modifier ses rapports avec le procédé. La représentation du comportement de l'opérateur doit tenir compte du nouvel environnement créé par l'outil.

2.3.1 L'outil dans l'environnement de l'opérateur

La figure 2.3 montre schématiquement l'outil dans l'environnement de l'opérateur. En intégrant l'outil d'aide dans la boucle de contrôle, cette figure illustre les rapports entre trois entités:

- l'opérateur;
- l'outil d'aide à la supervision comme système d'information;
- le dispositif de traitement des eaux usées.

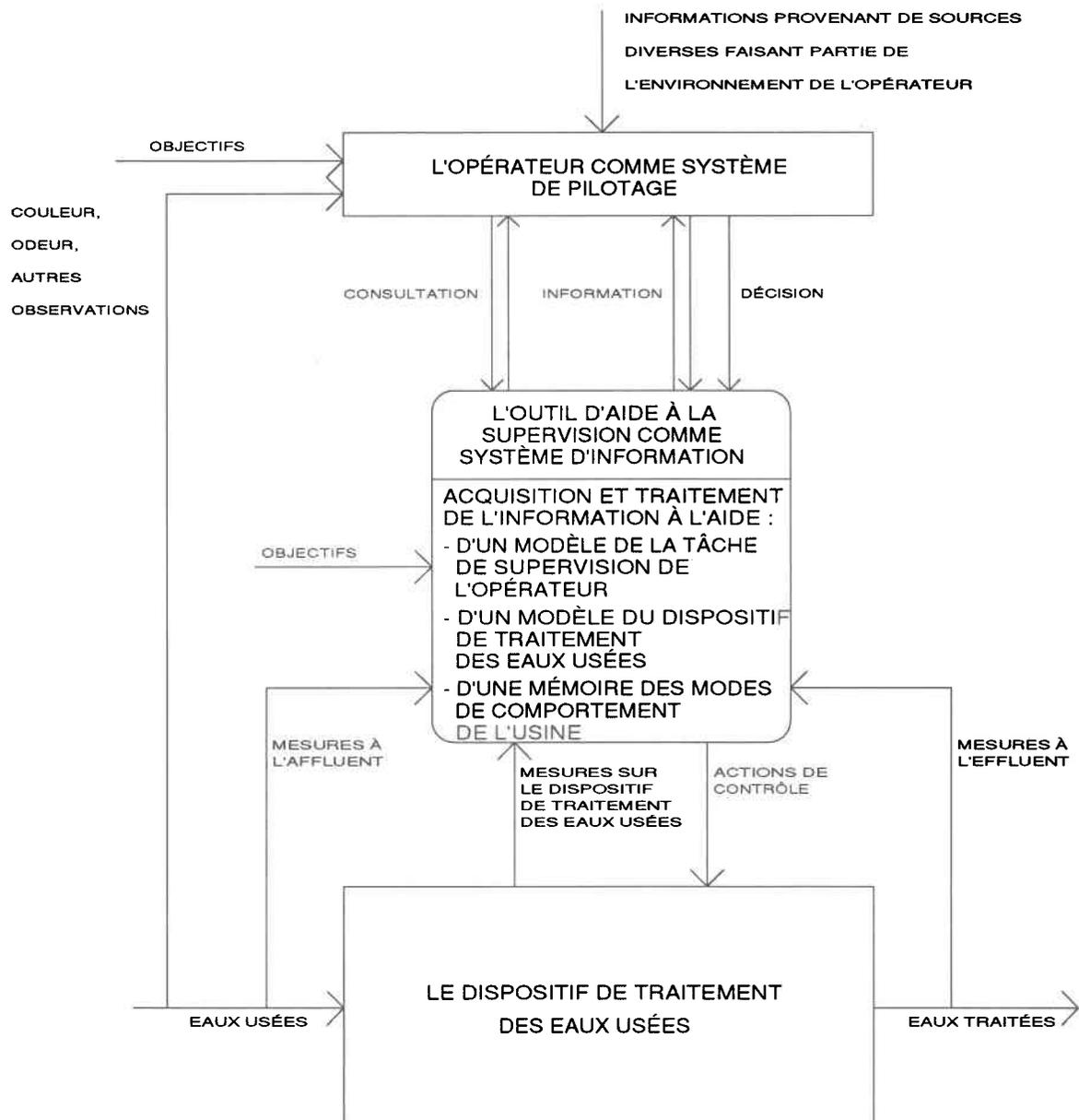


FIGURE 2.3 L'OUTIL DANS L'ENVIRONNEMENT DE L'OPÉRATEUR

Dans ce contexte d'exercice du contrôle, l'interaction entre l'opérateur et l'outil s'effectue selon les modes d'échanges suivants:

- consultation de l'outil pour s'enquérir des états historiques ou anticipés à l'affluent, à l'effluent et à l'usine ainsi que les modes de comportement de l'usine;
- réponse de l'opérateur aux demandes d'information de l'outil;
- transmission à l'opérateur des écarts sur le comportement prévu de l'usine;
- transmission à l'outil d'observations des caractéristiques des eaux usées (odeur, couleur, etc.);
- transmission à l'opérateur des causes possibles des écarts;
- confirmation par l'opérateur des causes des écarts;
- transmission à l'outil de données sur les événements prévisibles (ex: prévision d'une pluie);
- demande de l'opérateur d'élaborer des stratégies optimales de contrôle;
- acceptation ou refus par l'opérateur de la stratégie de contrôle de l'outil en regard d'objectifs préétablis.

Quant aux échanges entre l'outil et le procédé, ils s'effectuent par l'enregistrement des données sur les caractéristiques des eaux usées prélevées à l'aide d'instruments de mesures et par la commande des actions de contrôle en modifiant les points de consigne des régulateurs du procédé.

2.3.2 L'environnement de l'opérateur

L'environnement est défini par les informations (stimuli) utilisées par l'opérateur lorsque l'outil d'aide à la décision est à sa disposition. Ces informations sont acquises de l'outil et/ou des observations de l'opérateur.

Les informations acquises de l'outil sont:

- les états mesurés et anticipés à l'affluent, à l'effluent et à l'usine sur les débits et sur les concentrations en MES:
 - à l'amont et à l'aval des décanteurs lamellaires,
 - à l'amont et à l'aval des biofiltres,
 - à l'amont et à l'aval des décanteurs des eaux de lavage;
- les états mesurés et anticipés des pertes de charge résiduelles aux biofiltres;
- les durées restantes des cycles de filtration des biofiltres;
- le bilan sur les activités de lavage et de filtration aux biofiltres;
- les modes de comportement présents et historiques de l'usine:
 - les modes de comportement saisonniers,
 - les modes de comportement depuis le début de l'opération de l'usine,
 - les modes de comportement prévus par les experts;
- les écarts de comportement de l'usine;
- les événements imprévus;
 - les matières flottantes,
 - les huiles et les graisses,
 - les chocs toxiques,
 - les chocs organiques;
- les stratégies de contrôle élaborées par l'outil:
 - les stratégies sur le point de consigne visant les pertes de charge aux biofiltres,
 - les stratégies sur le point de consigne visant la recirculation des eaux de lavage.

Les informations issues des observations de l'opérateur sont:

- les caractéristiques qualitatives des eaux usées à l'affluent, dans l'usine, et à l'effluent;
- les données des tests en laboratoire;
- les événements prévisibles:
 - les pluies,
 - les surcharges hydrauliques après les pluies (surcharges provenant des bassins de rétention).

2.3.3 Un modèle de la tâche de supervision de l'opérateur

A l'aide des concepts énumérés ci-haut et de l'analyse de la tâche de supervision de l'opérateur à la section 2.1, la figure 2.4 présente un diagramme de la boucle de rétroaction et de supervision du procédé. Cette boucle illustre la structure séquentielle des activités de supervision, subdivisées en deux grandes catégories: l'analyse historique et la planification.

La supervision d'un procédé est un processus itératif continu d'analyse historique et de planification. Chaque fin de cycle de ce processus amène l'opérateur à une prise de décision sur les actions correctives à implanter.

Les activités d'analyse historique sont:

- l'acquisition d'information depuis la dernière prise de décision;
- la reconnaissance de l'état actuel du procédé;
- la détection des écarts de comportement et le diagnostic des perturbations imprévues;

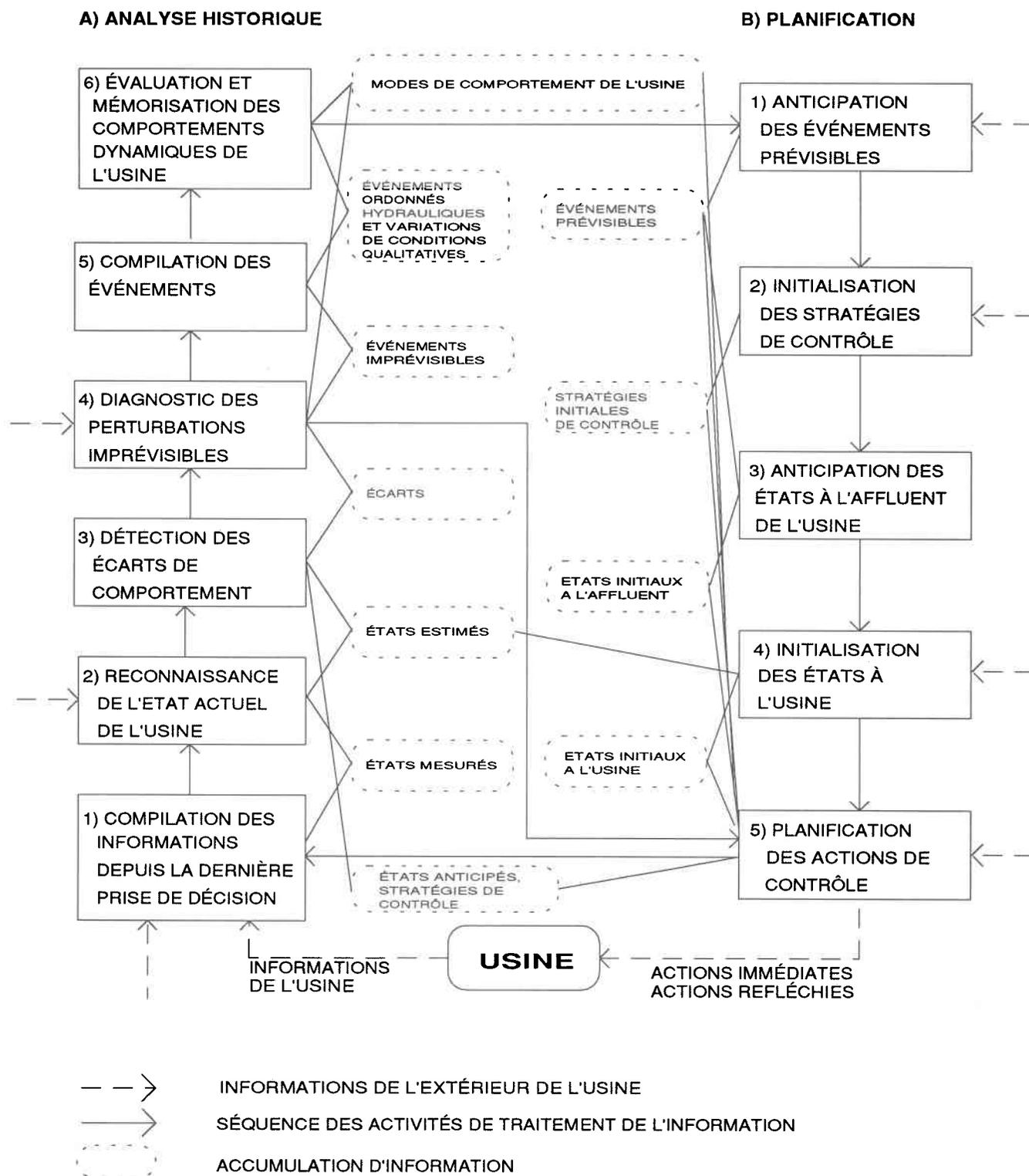


FIGURE 2.4 BOUCLE DE RÉTROACTION DE LA SUPERVISION D'UNE USINE

- la compilation des événements depuis la dernière prise de décision;
- l'évaluation et la mémorisation des comportements dynamiques du procédé.

Les activités de planification sont:

- l'anticipation des événements prévisibles;
- l'initialisation des stratégies de contrôle;
- l'anticipation des états à l'affluent de l'usine;
- l'initialisation des états à l'usine;
- la planification des actions de contrôle.

Après l'acquisition d'informations depuis la dernière prise de décision, les activités d'analyse historique comparent les comportements observés aux comportements prévus. Une déviation significative des comportements prévus est analysée dans le but d'identifier l'événement (la perturbation imprévue) ayant causé cette déviation. Le mode de comportement du procédé imputable à cet événement est mémorisé pour être utilisé ultérieurement à des fins de planification.

Ce modèle distingue deux types d'actions correctives: immédiates ou à plus long terme (réfléchies).

Une rétroaction immédiate (procédurale) est prise par l'outil lorsque l'avènement d'une perturbation peut détériorer significativement et à moyen terme les performances du procédé. Aucune action réfléchie n'aurait permis, dans ces conditions d'urgence, de minimiser les effets néfastes de cet événement imprévu.

Cette rétroaction immédiate est proposée à l'opérateur en cas de détection et de diagnostic d'une perturbation qui engendre une situation d'urgence (par exemple un déversement toxique). L'opérateur doit, par ses observations, confirmer cette situation. Si l'événement est confirmé, l'outil applique la procédure correspondant aux actions planifiées.

Par contre, une action réfléchie est prise lorsqu'il y a possibilité d'optimiser les performances du procédé malgré la détection et le diagnostic d'événements qui furent imprévus (du moins ceux qui ne requièrent pas une action immédiate). Cette action réfléchie est également prescrite en fonction des événements qui s'avèrent prévisibles. Une mémorisation des modes de comportement du procédé, eu égard aux événements historiques, permet non seulement une meilleure compréhension du procédé, mais aussi d'entreprendre des actions plus efficaces.

La stratégie optimale de contrôle (action réfléchie) dégagée des activités de la planification, est soumise à l'approbation de l'opérateur avant d'être appliquée en usine. L'opérateur peut, grâce à sa longue expérience, anticiper des états indésirables qui résulteraient de l'application de cette stratégie dite optimale. Il a la responsabilité, le cas échéant, de la modifier.

3. ASSISTANCE OPÉRATIONNELLE PAR UN SYSTEME INTELLIGENT DE SUPERVISION : ASSIS

Dans ce chapitre, nous proposons un système intelligent d'aide à la supervision du procédé de traitement des eaux usées par biofiltration. Ce système est basé sur les concepts élaborés au chapitre précédent. Il intègre le modèle du procédé au modèle de la tâche de supervision de l'opérateur.

D'abord, nous présentons les interactions entre les données manipulées par le modèle du procédé et les activités de sa tâche de supervision. Les différentes activités définies à la figure 2.4 sont reprises en identifiant explicitement les données utilisées et produites.

Par la suite, nous donnerons une description fonctionnelle du modèle de la tâche de supervision.

3.1 Interaction entre les données et la tâche de supervision

Les liens entre les données et la tâche de supervision du procédé sont ici explicités en fonction de la séquence des activités présentée à la figure 2.4.

A) Activités d'analyse historique

1) Acquisition d'informations

Cette activité peut s'effectuer en interaction avec l'opérateur si le système d'acquisition n'est pas complètement automatisé. Les informations acquises de cette phase concernent:

- les états mesurés à l'affluent de l'usine;
- les états mesurés aux décanteurs primaires;

- les états mesurés aux biofiltres;
- les états mesurés aux décanteurs des eaux de lavage;

2) Reconnaissance de l'état actuel du procédé

La reconnaissance de l'état actuel du procédé a pour but d'effectuer lors d'une prise de décision une synthèse des informations acquises de l'activité précédente. Elle produit alors les données suivantes:

- les états estimés à l'affluent de l'usine;
- les états estimés aux décanteurs lamellaires;
- les états estimés aux biofiltres;
- les états estimés aux décanteurs des eaux de lavage;
- le bilan des cycles de lavage et de filtration.

3) Détection des écarts de comportement

Cette activité utilise les états anticipés de l'activité de planification des actions de contrôle et les états estimés de l'activité précédente. Les états anticipés sont:

- les états anticipés aux décanteurs lamellaires;
- les états anticipés aux biofiltres;
- les états anticipés aux décanteurs des eaux de lavage;
- le bilan des cycles de lavage et de filtration.

Elle produit les écarts entre états estimés et états anticipés au-delà de certains seuils.

4) Diagnostic des événements imprévus

Cette activité analyse les écarts de l'activité précédente à l'aide des règles diagnostiques pour produire les données sur les événements imprévus.

5) Compilation des événements

Cette activité produit les données sur les événements imputables à des variations hydrauliques à l'aide des débits aux biofiltres et aux décanteurs depuis la dernière prise de décision.

Elle utilise également les observations de l'opérateur depuis la dernière prise de décisions afin de produire les événements attribuables à des changements de conditions qualitatives.

6) Évaluation et mémorisation des modes de comportement

Cette activité utilise les données compilées sur les événements et les données sur les états mesurés pour engendrer et mémoriser les données sur les modes de comportement. Ces dernières sont par la suite utilisées pour évaluer le mode de comportement de l'usine au moment d'une prise de décision.

B) *Activités de planification:*

1) Anticipation des événements prévisibles

Cette activité s'effectue avec l'opérateur. L'opérateur détermine les événements de pluies et les conditions de surcharge hydraulique après les pluies.

2) Initialisation des stratégies de contrôle

Cette activité détermine, en interaction avec l'opérateur, les stratégies de contrôle sur l'horizon de planification.

3) Anticipation des états à l'affluent

Cette activité utilise les données sur les hydrogrammes et pollutogrammes de temps sec et de pluie pour créer les données sur les états à l'affluent de l'usine sur l'horizon de planification.

4) Initialisation des états à l'usine

Cette activité s'effectue en interaction avec l'opérateur. Elle utilise les données sur les états estimés de l'activité de reconnaissance du procédé afin de produire les données des états à l'usine au début de la planification. Ces dernières données sont:

- les états initiaux aux décanteurs lamellaires;
- les états initiaux aux biofiltres;
- les états initiaux aux décanteurs des eaux de lavage;
- le bilan initial des cycles de lavage et de filtration.

5) Planification des actions de contrôle;

Cette activité utilise les données suivantes:

- les modes de comportements de l'usine;
- les événements prévisibles;

- les stratégies initiales de contrôle;
- les états anticipés à l'affluent de l'usine;
- les états initiaux à l'usine.

Elle produit les données suivantes:

- les états anticipés aux décanteurs lamellaires;
- les états anticipés aux biofiltres;
- les états anticipés aux décanteurs des eaux de lavage;
- le bilan des cycles de lavage et de filtration à prévoir;
- la stratégie de contrôle proposée par l'outil d'aide en relation avec les conditions prévues ci-haut décrites.

3.2 Apprentissage du procédé

Chaque événement introduit un nouveau contexte d'opération. L'apprentissage du procédé consiste à évaluer et à mémoriser le mode de comportement du procédé pour chacun des contextes d'opération vécus. Il est donc essentiel de procéder à l'inventaire des événements. L'activité d'apprentissage évalue les paramètres du modèle de l'usine entre les événements afin de mettre à jour les données sur les modes de comportement du procédé.

Ces données sur les modes de comportement sont mémorisées sous la forme suivante:

$$Tg \wedge C_1 \wedge \dots \wedge C_i \wedge \dots \wedge C_n \longrightarrow \langle Int, Parc \rangle, \quad (24)$$

où:

Tg = temps du début du nouveau contexte d'opération : il est égal au temps d'occurrence du dernier événement (t_g);

Int = la durée (h) de ce contexte moins le temps de transition global du paramètre vers sa valeur cible; cette durée est identifiée par l'**intervalle admissible**.

Tel que noté auparavant, les conditions d'opération sont subdivisées en deux grandes classes: les conditions hydrauliques déduites des mesures des capteurs et les conditions observables (pluie, surcharge hydraulique, choc organique, déversement toxique (observable par senseur dans certains cas, ex: métaux lourds: conductivité, pH), présence d'huile et/ou de graisse, présence de matières flottantes) que seul l'opérateur peut finalement confirmer. Ses observations sont prises en compte afin de définir précisément le contexte d'opération à l'usine.

Ces données mises à jour sont par la suite utilisées pour ajuster périodiquement les règles de diagnostic. Elles sont aussi utilisées systématiquement dans l'élaboration des stratégies optimales d'intervention sur le procédé.

3.3 Description fonctionnelle des activités de traitement de l'information

Les prochaines sections du présent chapitre font une brève description fonctionnelle des activités de traitement de l'information. Cette description définit les principes et les méthodes de traitement de l'information.

3.3.1 Acquisition de l'information

Le but de cette activité consiste à acquérir les données sur les variables d'états à l'affluent, à l'effluent et à l'intérieur de l'usine entre les prises de décision. Ces données proviennent d'instruments de mesure et des tests en laboratoire. Les observations de l'opérateur sont prises en compte à la suite des activités de détection et de diagnostic d'événements qui ont été imprévus.

L'acquisition de ces données s'effectue en interaction avec l'opérateur, s'il n'y a pas à l'usine de système automatisé d'acquisition des mesures.

Ces données sont mises en mémoire et accessibles sur demande. Elles correspondent aux états mesurés:

- des débits et de concentrations en MES à l'affluent, à l'effluent des unités de décantation et de biofiltration;
- des pertes de charge aux biofiltres.

3.3.2 Reconnaissance de l'état actuel du procédé

Cette activité a pour but de synthétiser les informations acquises au cours de l'activité précédente.

Cette activité doit:

- estimer, lors des prises de décision, les débits et les concentrations en MES à l'affluent et à l'effluent des unités de décantation et de biofiltration;
- produire au même moment, à l'aide des états mesurés des pertes de charges aux biofiltres, un bilan des cycles de lavage et de filtration.

Les débits et les concentrations, lors des prises de décision, sont estimés en fonction des tendances observées dans l'intervalle entre ces prises de décision.

Le bilan sur les cycles de lavage et de filtration est obtenu en utilisant les états mesurés sur les pertes de charge résiduelles aux biofiltres. Ce dernier bilan engendre les données suivantes:

- le nombre de biofiltres consignés au lavage depuis la dernière prise de décision;
- le nombre de biofiltres en attente d'un lavage;
- le nombre de biofiltres lavés depuis la dernière prise de décision;
- le nombre de biofiltres propres;
- le nombre de nouveaux biofiltres en cycle de filtration depuis la dernière prise de décision;
- le nombre de biofiltres actifs.

La connaissance du degré de colmatage des biofiltres est un pré-requis à toute activité de planification et de contrôle. L'estimation des pertes de charge résiduelles est réalisable lorsque les paramètres du biofiltre sont connus.

Pour un biofiltre donné, la perte de charge résiduelle au dernier décolmatage et les paramètres décrivant le comportement de la biofiltration permettent, au moment de la prise de décision, d'estimer la perte de charge résiduelle.

3.3.3 Détection des écarts de comportement

Cette activité consiste à comparer les écarts entre états estimés et anticipés aux seuils sur les écarts. Les écarts au-delà de certains seuils sont détectés et portés à l'attention de l'opérateur.

La détection d'écarts de comportement utilise d'abord les données sur les états estimés et anticipés à la fin de l'intervalle entre les prises de décision afin de produire les données sur les écarts mesurés. Les données sur les écarts mesurés sont par la suite comparées aux seuils d'écarts.

3.3.4 Diagnostic d'événements imprévus

Il apparaît que la mise en place d'un processus de détection rapide d'événements qui ont été imprévus est un pré-requis essentiel pour le développement d'une supervision automatisée des ouvrages d'assainissement (Beck, 1986). Dans le contexte du diagnostic, un événement qui a été imprévu est défini comme étant une déviation significative dans le comportement prévu du procédé.

La présente approche se propose d'utiliser le modèle du procédé et les connaissances qualitatives de l'opérateur.

La modèle du procédé est intégré à l'outil d'aide à la supervision. Toute la puissance du modèle est attribuable à cette capacité de prévision. Ainsi, tout comportement différent de celui qui avait été prévu (vecteur d'écarts), et qui ne résulte pas d'actions de l'opérateur ni de perturbations prévisibles, est interprété comme un changement de comportement dû à l'avènement soudain d'une perturbation qui a été imprévue.

Le vecteur d'écarts des variables mesurables peut s'écrire comme suit:

Ecart = vecteur des écarts entre les valeurs prévues et observées des variables descriptives du modèle du procédé.

La détection d'écarts au-delà de certains seuils engendre une comparaison du vecteur des écarts à des modèles de vecteurs d'écarts. Ces modèles de vecteurs d'écarts s'obtiennent en simulant l'occurrence d'événements imprévus à l'aide du modèle du procédé:

$$E_{imp_i} \longrightarrow \Delta C_i \longrightarrow \Delta P \longleftarrow E_{cartmo}, \quad (25)$$

$$E_{imp_i} \longrightarrow E_{cartmo}, \quad (26)$$

où:

E_{imp_i} = avènement d'une perturbation imprévue appartenant à la catégorie de conditions i ;

ΔC_i = changement de condition de la catégorie i ;

ΔP = variation sur le vecteur des paramètres.

E_{cartmo} = modèle d'un vecteur d'écarts correspondant à une perturbation donnée.

Sommairement, l'avènement d'une perturbation engendre un changement du contexte d'opération. Ce changement déclenche un processus d'inférence sur les nouvelles valeurs cibles des paramètres. L'utilisation des nouvelles valeurs cibles par le modèle aura, par conséquent, une influence sur les variables descriptives du modèle. Les écarts ainsi notés sont accumulés en mémoire sous forme de données et comme modèle d'un vecteur d'écarts correspondant à une perturbation donnée.

La somme des modèles de vecteurs d'écarts forme la base des règles quantitatives de diagnostic. Le processus d'inférence inductif de l'activité de diagnostic d'événements qui ont été imprévus tente de recréer une dépendance fonctionnelle inverse à l'aide des vecteurs des écarts observés:

$$E_{cart} \longrightarrow E_{imp_i}. \quad (27)$$

Cette dernière dépendance tente d'établir l'événement le plus probable. Idéalement, une correspondance biunivoque entre les perturbations et les vecteurs d'écarts sera plus désirable. On s'en rapproche en augmentant les vecteurs d'écarts à l'aide des changements observables dans l'environnement de l'opérateur. Cette méthode s'inscrit dans l'optique que tout renseignement additionnel doit être utilisé pour expliquer les déviations de comportement du procédé.

Une consultation menée auprès des opérateurs et des experts peut créer une accumulation de données structurées comme suit:

$$E_{imp_i} \longrightarrow E_{obs}. \quad (28)$$

où

E_{obs} = vecteur des écarts observables dans l'environnement de l'opérateur.

Ces vecteurs d'écarts observables permettent d'augmenter l'ordre de grandeur des modèles de vecteurs d'écarts mesurables:

$$E = \langle E_{cartmo}, E_{obs} \rangle, \quad (29)$$

et d'obtenir la dépendance fonctionnelle suivante:

$$E_{imp_i} \longrightarrow E. \quad (30)$$

Les vecteurs E de la banque de modèles d'écarts constituent la base de l'ensemble des règles de diagnostic.

Enfin, le diagnostic utilise les données sur les écarts mesurés et les données sur les règles de diagnostic pour tenter de déterminer les événements qui furent imprévus.

3.3.5 Compilation des événements

Cette activité a pour but de dresser l'inventaire de tous les événements qui se sont produits depuis la dernière prise de décision. Ces événements sont dus à des changements dans les conditions hydrauliques et/ou dans les caractéristiques qualitatives des eaux usées.

La compilation d'événements de type hydraulique consiste à comparer les conditions hydrauliques au moment de la présente prise de décision aux conditions hydrauliques de la précédente prise de décision. Ces conditions sont les débits aux décanteurs et aux biofiltres.

Une activité de criblage précède la compilation d'événements attribuables à des perturbations. Cette activité consiste à extraire, pendant les événements de pluie, les événements imputables à des changements de conditions qualitatives. Cette dernière activité devient nécessaire puisque, de l'avis des experts, les perturbations de type choc toxique, choc organique, présence de matières flottantes, présence d'huiles et/ou de graisses sont susceptibles d'apparaître lors de la perturbation causée par la pluie. Par conséquent, l'observation de ces perturbations en temps de pluie, associées comme elles le sont aux conditions typiques de temps de pluie, ne seront pas consignées dans la compilation des événements.

Les événements attribuables aux changements qualitatifs de la composition des eaux usées sont obtenus en utilisant les données sur les perturbations criblées. Le début et la fin d'une perturbation sont considérés comme des événements.

3.3.6 Mémorisation des modes de comportement de l'usine

Pour chaque événement ouvrant sur un nouveau contexte d'opération, l'activité de mémorisation évalue les paramètres du modèle dans le but de mettre à jour les données sur les modes de comportement de l'usine.

La forme sous laquelle ces données sont mises en mémoire est définie à la section 3.2.

Cette activité se décompose en sous-activités qui sont les suivantes:

- l'ordonnancement des événements;
- la vérification des contextes d'opération;
- l'évaluation rétroactive des paramètres pour chaque contexte d'opération observé;
- la mise à jour des données sur les modes de comportement de l'usine.

La mise à jour des données sur les modes de comportement est l'une des sous-activités les plus importantes. Elle consiste à mettre à jour les données sur les paramètres de la décantation et de la biofiltration. Cette mise à jour porte sur l'accumulation de deux types de données:

- les données sur les modes de comportement saisonniers de l'usine;
- les données sur les modes de comportement depuis le début de son opération.

Les modes de comportement sont sauvegardés pendant quatre-vingt-dix-jours dans la sous-accumulation sur les modes de comportement saisonniers. Après cette période, les données sont sauvegardées dans l'autre sous-accumulation.

3.3.7 Évaluation par anticipation des modes de comportement

L'activité d'évaluation par anticipation des modes de comportement évalue les paramètres et les temps de transition globale à partir des données mises à jour sur les modes de comportement de l'usine. Elle est effectuée à l'instant d'un changement de contexte d'opération et au moment d'une prise de décision. Cette activité sert à informer l'opérateur sur l'évolution des paramètres. Les données produites par cette activité peuvent être comparées aux dernières données engendrées par l'évaluation rétroactive des paramètres.

Il est à noter que la présente activité trouve toute son utilité lors de la planification. Elle sert à anticiper les valeurs des paramètres pour les événements prévisibles lors de l'élaboration des stratégies de contrôle.

L'activité d'évaluation des paramètres par anticipation comporte les sous-activités suivantes:

- l'évaluation des paramètres en fonction des données mises à jour sur les modes de comportement de l'usine;
- la mise à jour du nouveau contexte d'opération si l'évaluation des paramètres s'effectue à l'instant d'un changement de conditions d'opération;
- l'évaluation des temps de transition globale pour chacun des paramètres;
- le calcul des valeurs anticipées des paramètres et des temps de transition globale.

Cette évaluation des paramètres s'effectue à partir de trois sous-accumulations dont l'utilisation est la suivante, par ordre d'importance:

- utilisation, lorsque disponibles, des données sur les modes de comportement saisonniers; sinon,
- utilisation des données disponibles sur les modes de comportement depuis le début de l'opération de l'usine; sinon,
- utilisation des données sur les modes de comportement qui ont été acquises auprès des experts.

3.3.8 Identification des événements prévisibles

Cette activité consiste à identifier les perturbations prévisibles, susceptibles de se produire dans un avenir assez rapproché. Les perturbations prévisibles considérées sont les pluies et les surcharges hydrauliques résultant de ces pluies.

Les données utiles de ces événements prévisibles sont acquises en consultant l'opérateur et/ou d'autres sources d'information.

Les surcharges hydrauliques appliquées à l'usine après la pluie sont fonction de l'état de l'accumulation des eaux usées dans les réservoirs de rétention du réseau de drainage urbain. L'opérateur doit déduire, en fonction de l'intensité et de la durée de la pluie, la durée de la surcharge hydraulique à prévoir immédiatement après l'événement pluie.

3.3.9 Initialisation des stratégies de contrôle

Cette activité vise à définir la séquence chronologique des prises de décision de l'opérateur, son horizon de planification et la stratégie initiale de contrôle de cet horizon de planification.

Les données chronologiques de cette séquence et l'horizon de planification sont acquises en consultant l'opérateur.

Les données chronologiques sur les stratégies initiales de contrôle, au moment des prises de décision, sont acquises auprès de l'opérateur en lui demandant d'anticiper ses actions ou en consultant celles des experts.

3.3.10 Anticipation des états à l'affluent de l'usine

Pour les besoins de la planification au moyen du modèle du procédé, il est indispensable de disposer des données sur les états anticipés à l'affluent de l'usine sur l'horizon de planification.

Le calcul des états anticipés des débits et des concentrations en MES est fonction des conditions qui prévalent sur le réseau de drainage urbain. Des protocoles de calcul différents ont été établis pour chacune des périodes suivantes:

- de temps sec,
- de pluie,
- de surcharge hydraulique après les événements de pluie, et
- lors d'événements affectant les caractéristiques qualitatives des eaux usées.

Chaque protocole de calcul requiert le temps initial de la planification (l'heure et le jour) et la chronologie des prises de décision (le pas de planification).

En condition de temps sec, le calcul consiste simplement à consulter la base de données sur l'hydrogramme et le pollutogramme de temps sec (PCRB, 1986).

Les hydrogrammes et les pollutogrammes à l'affluent de l'usine sont tirés des mesures effectuées en temps de pluie sur deux bassins (Q7 et Q12) du réseau de la Ville de Québec. Ces mesures ont été effectuées dans le cadre de la caractérisation des eaux usées de débordement de réseau unitaire (Lessard et Lavallée, 1985). Les apports respectifs des bassins Q7 et Q12, en termes de débit à l'affluent de l'usine en temps de pluie, sont, de l'avis d'un expert, de l'ordre de 5% et 11%.

Éventuellement, des réservoirs de rétention des eaux de pluie seront aménagés sur le réseau de la Ville de Québec. En période de surcharge hydraulique, il est considéré que la vidange de ces réservoirs doit s'effectuer le plus rapidement possible en ayant soin de maintenir un débit maximal aux biofiltres pendant toute la durée de cette vidange. Les concentrations en MES à l'affluent de l'usine sont obtenues en pondérant les charges de temps sec en MES, et celles des réservoirs du réseau. Les débits provenant des réservoirs sont de toute évidence obtenus par différence entre le débit maximal admissible à l'usine et les débits de temps sec.

3.3.11 Initialisation des états à l'usine

Les données sur les états initiaux à l'usine sont également des pré-requis à l'activité de planification. Ces données définissent les états initiaux des éléments suivants:

- les débits et les concentrations en MES à l'affluent de l'usine;
- les biofiltres en cycle de lavage, les biofiltres propres, et ceux en cycle de filtration;
- les pertes de charge résiduelles aux biofiltres;
- les débits et les concentrations en MES aux décanteurs des eaux de lavage;
- les débits et les concentrations en MES aux décanteurs primaires;
- les débits et les concentrations en MES aux biofiltres.

Les données sur les états initiaux à l'affluent de l'usine sont obtenues en vérifiant d'abord, au moment de la planification, la disponibilité de données mesurées sur les débits et les concentrations en MES. Si ces dernières données sont absentes, les états initiaux à l'affluent de l'usine seront estimés à partir des états anticipés à l'affluent lors de l'activité précédente.

Les données sur les états initiaux des biofiltres en cycle de lavage sont obtenues en consultant d'abord les données sur le bilan des cycles de lavage et de filtration. Si ces dernières données sont inexistantes, l'opérateur devra les fournir.

Les états initiaux des pertes de charge résiduelles sont obtenus à partir des données produites à l'activité d'estimation de ces pertes de charges résiduelles. La perte de charge résiduelle limite (PCRL) est estimée à l'aide de ces états initiaux et des paramètres des pertes de charge, eux-mêmes constitués à partir des données sur les modes de comportement de l'usine.

Les données sur les états initiaux aux décanteurs des eaux de lavage sont obtenues en consultant d'abord les données mesurées aux décanteurs des eaux de lavage. Si les données sont inexistantes, ces états sont estimés à partir du bilan des cycles de lavage et de filtration et sur le point de consigne des débits recirculés aux biofiltres. Les données sur les biofiltres consignés au lavage fournissent une indication sur les débits acheminés aux décanteurs des eaux de lavage. Ce point de consigne est obtenu en consultant d'abord les données sur les variables de contrôle. Si cette dernière donnée est inexistante, l'opérateur sera consulté.

Les données sur les états initiaux aux décanteurs primaires sont obtenues en consultant d'abord les données mesurées aux décanteurs primaires. Si ces dernières sont inexistantes, les données sur ces états sont estimées en se basant sur les données des états initiaux à l'affluent de l'usine et aux décanteurs des eaux de lavage.

Les données sur les états initiaux aux biofiltres sont obtenues en consultant d'abord les données mesurées aux biofiltres. Si elles n'existent pas, les données sur les états initiaux aux biofiltres seront estimées en se basant sur les données des états initiaux aux décanteurs primaires et aux décanteurs des eaux de lavage.

3.3.12 Planification des actions de contrôle

Cette activité a pour but d'élaborer une stratégie de contrôle optimale en fonction d'objectifs retenus par la hiérarchie décisionnelle.

Cette activité se subdivise en quatre sous-activités dont l'évaluation des états anticipés à l'usine, l'évaluation de la fonction "objectifs" et la vérification de son optimalité, ainsi que le choix d'une nouvelle stratégie de contrôle s'il y a lieu.

L'activité d'évaluation des états anticipés de l'usine utilise les données suivantes:

- les états anticipés à l'affluent de l'usine;
- les états initiaux de l'usine au début de la planification;
- les valeurs anticipées des paramètres et des temps de transition globale.

L'activité d'évaluation des états anticipés à l'usine détermine d'abord, à chaque pas de la simulation (aux temps des prises de décision), le mode de comportement de l'usine (évaluation des paramètres). Par la suite, la simulation obéit à une procédure précise d'évaluation:

- de l'augmentation des pertes de charge aux biofiltres;
- du bilan des cycles de lavage et de filtration;
- des états anticipés aux décanteurs des eaux de lavage (à l'aide des données sur le bilan des cycles de lavage et de filtration);
- des états anticipés aux décanteurs primaires (à l'aide des données sur les états anticipés aux décanteurs des eaux de lavage et des données à son affluent);
- des états anticipés aux biofiltres (à l'aide des données sur les états anticipés aux décanteurs primaires et des eaux de lavage).

Ce protocole ressemble à celui que l'on a décrit à la section précédente sur l'initialisation des états à l'usine. Dans le cas présent, les états initiaux sont les états anticipés du pas de simulation antérieur.

Les données sur les objectifs de contrôle sont fournies par la hiérarchie décisionnelle. Ces données servent à pondérer les objectifs issus de l'instance décisionnelle par le choix de coefficients de priorité à accorder à chacun des objectifs de contrôle.

Les présents objectifs de contrôle consistent à:

- maximiser la performance de l'usine en minimisant les charges rejetées au milieu récepteur,
- maximiser la disponibilité des équipements "biofiltres" en minimisant les charges captées,
- minimiser l'activité des soufflantes aux lavages et aux décolmatages des biofiltres.

Le recours à chacun des objectifs précédents est fonction du contexte d'opération. Par exemple, on pourra accorder une importance prépondérante à la disponibilité des biofiltres lorsqu'un événement pluie est à prévoir, ou à minimiser l'activité des soufflantes en temps sec, ou à maintenir prioritaire en tout temps l'objectif de minimiser les charges rejetées au milieu récepteur.

L'évaluation de la fonction "objectifs" permet de vérifier l'optimalité d'un choix de stratégie de contrôle. Si l'optimum est atteint, le dernier choix est celui retenu. Dans le cas contraire, on procède au choix d'une nouvelle stratégie. Ce choix est fonction de la méthode d'optimisation utilisée. Le présent optimisateur utilise la méthode des gradients conjugués.

Le choix d'une nouvelle stratégie de contrôle doit respecter les contraintes imposées sur les champs de variation des variables de contrôle. Afin de respecter ces contraintes, les données de la stratégie initiale qui seront interprétées par l'optimisateur sont obtenues via la relation suivante:

$$V_i = \arcsinus\{(U_i - MIN_i)/(MAX_i - MIN_i)\}^{1/2}, \quad (31)$$

où:

MAX_i = valeur maximum de la variable de contrôle i ,

MIN_i = valeur minimum de la variable de contrôle i ,

U_i = stratégie initiale appliquée à la variable de contrôle i ,

V_i = stratégie utilisée par l'optimisateur pour la variable de contrôle i .

Les données sur la stratégie de contrôle générée par l'optimisateur sont obtenues à l'aide de la relation inverse:

$$U_i = MIN_i + \{(MAX_i - MIN_i) * \sin V_i * \sin V_i\}. \quad (32)$$

Le choix d'une fonction périodique, afin de faire respecter les contraintes opérationnelles sur les variables de contrôle, est tout à fait arbitraire. Il aurait pu s'agir d'une autre fonction. La fonction périodique s'avère efficace et facile à utiliser.

3.4 Opération de l'ASSIS

L'annexe 6 présente deux modes d'opération du système d'aide à la supervision. Le premier mode décrit son utilisation lors de la planification afin d'obtenir des stratégies optimales de contrôle. Le deuxième montre comment procéder à l'analyse historique des données afin de caractériser les modes de comportement du procédé.

4. RÉSULTATS ET DISCUSSION

Le but premier de ce chapitre est celui même qui a motivé la présente démarche de recherche qui est de montrer l'utilité potentiel de l'outil d'aide à la décision dans un contexte opérationnel.

La démarche proposée prend toute sa justification et sa valeur dans le fait que l'outil habilite l'opérateur à améliorer les performances de traitement du procédé. Les résultats montrés aux sections suivantes en confirment le bien-fondé.

En effet, nous allons démontrer que l'outil permet à l'opérateur d'optimiser ses décisions. Des tests en situation simulée sont effectués afin de comparer, en temps sec et en temps de pluie, les performances enregistrées par les stratégies de contrôle d'un expert et celles développées par l'outil. De plus, il se dégage que l'outil peut permettre une détection plus rapide des événements pouvant être difficiles à prévoir par l'opérateur.

Cette démarche de conception de l'outil étant validée, une discussion est entamée afin de porter un examen critique sur le modèle de l'usine et le formalisme de capture des connaissances. Cet examen a principalement pour but de découvrir les pistes qui n'ont pu être explorées dans la présente recherche faute de temps et de ressources mais qui mériteraient de l'être dans un projet de recherche plus élaboré.

Enfin, une section entière de cette discussion sera consacrée à l'élaboration d'une méthode de conception d'un outil d'aide reposant sur les données et voué à la gestion informatisée de procédés. Cette méthode a été celle utilisée dans la présente recherche. On y trouvera une méthodologie d'intégration des connaissances qualitatives (acquises des experts ou des exploitants) aux connaissances quantitatives dans le cas où ces dernières seraient incomplètes.

4.1 Résultats

Cette section a pour but de montrer, à l'aide de simulations, les capacités de l'outil en situation de planification et de détection de perturbations imprévues.

4.1.1 Sur la planification à l'aide de stratégies d'intervention

Analysons maintenant les performances de l'outil d'aide lors de la planification. Cette analyse est effectuée en comparant les performances simulées des stratégies d'intervention de l'expert et de l'outil pour pallier aux événements de pluie.

Le modèle de l'usine, les données sur les modes de comportement acquises des essais pilotes de 1986 et les connaissances expertes sont utilisées afin de réaliser cette comparaison.

Cette comparaison est effectuée à l'aide de tests. Les performances sont établies en fonction des charges en MES rejetées et captées à l'usine.

4.1.1.1 Choix des tests de comparaison

Le choix des tests pour comparer les performances entre les stratégies de l'expert et celles de l'outil s'est effectué en coopération avec un expert du domaine (Pierre Lavallée) du traitement des eaux usées. Par hypothèse, on suppose que les stratégies choisies par cet expert sont celles de l'opérateur du procédé à l'étude.

Selon cet expert, les délais de prévision des pluies sont en général de l'ordre de six à sept heures. La probabilité de manifestation d'une pluie serait plus grande en matinée et en soirée. Il existerait également une probabilité de manifestation d'une seconde pluie douze heures après la fin de la première.

Les critères décrits ci-haut ont conduit au choix d'un ensemble de dix-neuf (19) tests. Le premier test veut comparer les stratégies entre l'expert et l'outil en temps sec. Les dix-huit autres sont regroupés en deux séries.

La première série regroupe dix tests avec la prévision d'une seule pluie en soirée ou en matinée. Pour chacune des intensités de pluie pré-définies, les tests sont effectués sur un horizon de planification de vingt-quatre heures avec un intervalle de quatre heures entre les prises de décision.

La deuxième série veut comparer les performances dans la situation où une manifestation de deux pluies risquerait de se produire. Huit tests sont retenus comme un ensemble d'événements probables. Pour cet ensemble, un horizon de planification de trente-six heures permet de couvrir la durée des séquences retenues. L'intervalle entre les prises de décision est aussi de quatre heures.

Dix-huit tests supplémentaires sont réalisés afin de mesurer l'amélioration des performances de planification par l'expert et par l'outil dans une situation où il serait possible de jouir d'un meilleur délai de prévision. Pour l'ensemble des tests des deux séries précédentes, le délai de prévision est porté à onze heures. Le nombre total de tests est donc porté à trente-sept (37).

4.1.1.2 Choix de la fonction "objectifs"

Les données sur les objectifs de contrôle sont fournies par la hiérarchie décisionnelle. Ces données permettent en quelque sorte de pondérer chacun des objectifs en fonction des contextes d'opération à l'usine. En pratique, cette pondération s'effectue par le choix d'un ensemble de coefficients de priorité associés aux objectifs.

L'objectif ultime étant de maximiser les performances de l'usine de façon à mieux jouir des usages du milieu récepteur, il convient de minimiser les charges rejetées par celle-ci. C'est une mesure convenable des performances de l'usine.

Après discussion avec les experts du domaine, deux autres objectifs sont propres à l'usine de traitement par biofiltration. Ces objectifs secondaires sont:

- maximiser la disponibilité des biofiltres avant et pendant une pluie; et
- minimiser les lavages et décolmatages en temps sec.

Les critères de performance pour chacun de ces objectifs secondaires sont respectivement de minimiser les charges fixées aux biofiltres avant une pluie, et de maximiser les charges captées et minimiser les capacités résiduelles de capture en temps sec.

Le choix approprié de coefficients associés aux objectifs permet d'accorder l'importance désirée à l'objectif principal et aux objectifs secondaires. L'expert a formulé ses stratégies en accordant 75% d'importance à l'objectif principal (minimiser les charges rejetées au milieu récepteur) et 25% à l'un ou à l'autre des objectifs secondaires cités précédemment.

En fait, les tests ont montré que l'objectif principal de maximiser les performances de l'usine en minimisant les charges rejetées au milieu récepteur, maximise aussi la disponibilité des biofiltres avant et pendant la pluie, et minimise les lavages et décolmatages en période de temps sec.

Par conséquent, l'objectif principal n'entre pas en conflit avec les objectifs secondaires. Cet état de fait est confirmé lors de la comparaison des performances des stratégies entre l'expert et l'outil.

Le constat précédent étant établi, les stratégies de l'outil d'aide sont élaborées en accordant toute la priorité (100%) à l'objectif principal (mandat reçu de la hiérarchie décisionnelle) soit celui de minimiser les charges en MES rejetées en milieu récepteur.

4.1.1.3 Performance par temps sec

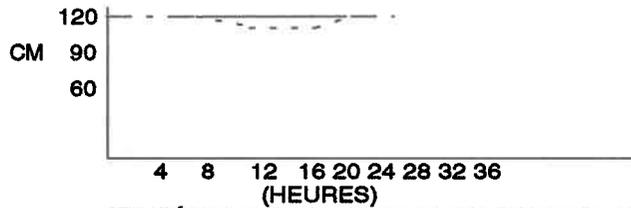
Le premier test compare, en temps sec, la stratégie de l'expert à celle de l'outil. Les résultats de ce test sont présentés sous forme graphique à la figure 4.1.

A toute fin pratique, la stratégie de l'outil est similaire à celle de l'expert. Pour cette comparaison simulée, l'efficacité en termes de rétention des MES par biofiltration et décantation est de l'ordre de 88,5%. Lorsque l'objectif est de minimiser l'impact au milieu récepteur, la stratégie est de maintenir le point de consigne des pertes de charge résiduelles à sa valeur maximale (posée à 120 cm) et de recirculer les eaux de lavage en amont des biofiltres.

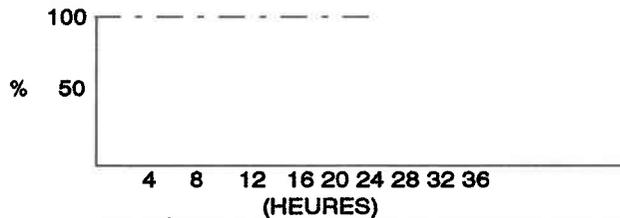
CONDITION D'OPÉRATION : TEMPS SEC
 HORIZON : 24 HEURES
 DÉLAI DE LA PRÉVISION : (NON APPLICABLE)
 TEST No: 1

	EXPERT	OUTIL
CHARGES REJETÉES :	2516 KG	2513 KG
CHARGES CAPTÉES :	21905 KG	21904 KG

1) SUR LES STRATÉGIES: - STRATÉGIE DE L'EXPERT (—)
 - STRATÉGIE DE L'OUTIL (---)

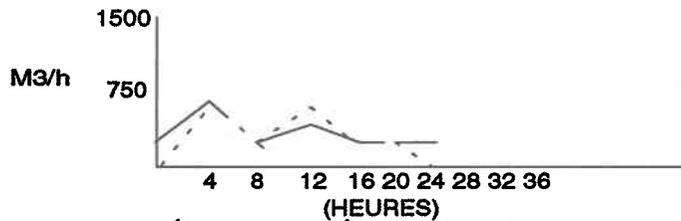


STRATÉGIES SUR LES POINTS DE CONSIGNE DES PERTES DE CHARGE RÉSIDUELLES

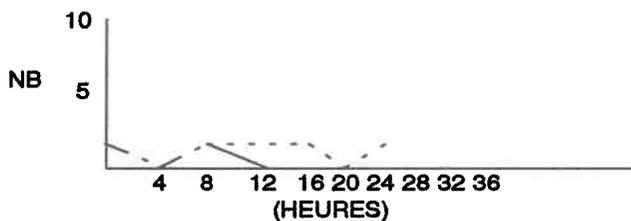


STRATÉGIES SUR LES POINTS DE CONSIGNE DES CHARGES RECIRCULÉES (EN POURCENTAGE)

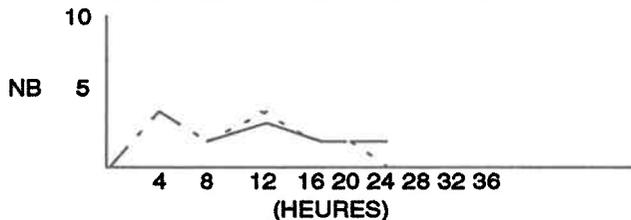
2) SUR LES ÉTATS ANTICIPÉS : - ÉTATS ANTICIPÉS DE L'EXPERT (—)
 - ÉTATS ANTICIPÉS DE L'OUTIL (---)



DÉBITS RECIRCULÉS EN AMONT DES BIOFILTRÉS



BIOFILTRÉS EN ATTENTE D'UN LAVAGE



BIOFILTRÉS LAVÉS DURANT L'INTERVALLE ENTRE LES PRISES DE DÉCISIONS

FIGURE 4.1 COMPARAISON SIMULÉE DES STRATÉGIES ET DES ÉTATS ANTICIPÉS ENTRE L'EXPERT ET L'OUTIL D'AIDE À LA SUPERVISION

Cette dernière stratégie maximise les charges captives aux biofiltres et minimise par conséquent les activités de lavage et de décolmatage. Minimiser les activités de lavage permet de:

- diminuer les vitesses de filtration aux biofiltres puisqu'en moyenne un plus grand nombre de biofiltres est disponible pour la filtration;
- diminuer le surnageant d'eau de lavage, donc de diminuer la charge appliquée aux biofiltres.

Ces résultats concordent avec ceux notés à l'annexe 3. Le paramètre de la fraction passante aux biofiltres est directement proportionnel à la vitesse de filtration. Par conséquent, diminuer la vitesse de filtration permet de diminuer la fraction passante aux biofiltres et augmente l'efficacité de l'usine.

4.1.1.4 Performance par temps de pluie

Les tableaux 4.1 et 4.2 condensent les résultats obtenus des tests 2 à 37. Ces résultats sont classifiés selon le délai de prévision de la pluie, l'horizon de planification et les stratégies respectives de l'expert et de l'outil.

Ces tableaux montrent, en termes de MES, que les stratégies de l'outil augmenteraient, *a priori*, l'efficacité des composantes de la décantation et de la biofiltration de l'ordre de 2 à 3%, en plus de diminuer de 10% les rejets au milieu récepteur.

On note qu'il y a une augmentation des charges retenues à l'usine de l'ordre de 500 et 1300 kg respectivement pour les horizons de planification de 24 et de 36 heures. Notons que les stratégies de l'horizon de 36 heures furent élaborées dans le but de pallier à une séquence de deux pluies.

La diminution des charges rejetées est du même ordre de grandeur que l'augmentation des charges retenues. Par conséquent, la majeure partie des charges retenues est presque essentiellement due à la diminution des charges rejetées par l'usine et non à l'augmentation des charges traitées.

TABEAU 4.1

COMPARAISON SIMULÉE DES PERFORMANCES DES STRATÉGIES ENTRE L'EXPERT ET L'OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION

DELAI DE PRÉVISION DE LA PLUIE : 7 HEURES

Test	FRÉQUENCE PERTURBATION PLUIE	STRATÉGIE DE L'EXPERT				STRATÉGIE DE L'OUTIL				COMPARAISON DES PERFORMANCES				
		MES TRAITÉES	MES REJETÉES	MES CAPTÉES	% eff.	MES TRAITÉES	MES REJETÉES	MES CAPTÉES	% eff.	% augm. efficacité	Diminution MES rejetées	Augmentation MES captées	% dim. MES rejetées	% augm. MES captées
		kg	kg	kg		kg	kg	kg			kg	kg		kg

A) HORIZON DE PLANIFICATION : 24 HEURES

2	1/semaine, soir	22933	3519	19414	84,66%	22933	2674	20259	88,34%	4,35%	845	845	24,01%	845	4,35%
3	2/mois, soir	24426	3946	20480	83,85%	24607	3200	21407	87,00%	3,76%	746	927	18,91%	927	4,53%
4	1/mois, soir	37747	6295	31452	83,32%	38179	6200	31979	83,76%	0,53%	95	527	1,51%	527	1,68%
5	2/saison, soir	44655	7966	36689	82,16%	45195	7954	37241	82,40%	0,29%	12	552	0,15%	552	1,50%
6	1/saison, soir	35783	6561	29222	81,66%	35783	5868	29915	83,60%	2,37%	693	693	10,56%	693	2,37%
7	1/semaine, matin	22917	3211	19706	85,99%	22917	2670	20247	88,35%	2,75%	541	541	16,85%	541	2,75%
8	2/mois, matin	24544	3619	20925	85,26%	24590	3109	21481	87,36%	2,47%	510	556	14,09%	556	2,66%
9	1/mois, matin	34192	5497	28695	83,92%	34255	5381	28874	84,29%	0,44%	116	179	2,11%	179	0,62%
10	2/saison, matin	40500	7230	33270	82,15%	40639	7207	33432	82,27%	0,14%	23	162	0,32%	162	0,49%
11	1/saison, matin	31091	5492	25599	82,34%	31091	5477	25614	82,38%	0,06%	15	15	0,27%	15	0,06%
	MOYENNE	31879	5334	26545	83,53%	32019	4974	27045	84,97%	1,71%	360	500	8,88%	500	2,10%

B) HORIZON DE PLANIFICATION : 36 HEURES

12	1/sai., 1/sem., soir	46315	8592	37723	81,45%	46315	7254	39061	84,34%	3,55%	1338	1338	15,57%	1338	3,55%
13	2/sai., 1/sem., soir	55187	10222	44965	81,48%	55728	9339	46389	83,24%	2,17%	883	1424	8,64%	1424	3,17%
14	1/mois, 1/sem., soir	46897	8600	38297	81,66%	47280	7093	40187	85,00%	4,09%	1507	1890	17,52%	1890	4,94%
15	1/sem., 1/sem., soir	32082	4650	27432	85,51%	32082	3829	28253	88,06%	2,99%	821	821	17,66%	821	2,99%
16	1/mois, 1/mois, soir	59234	11122	48112	81,22%	59980	10334	49646	82,77%	1,90%	788	1534	7,09%	1534	3,19%
17	2/sai., 1/mois, soir	68705	12530	56175	81,76%	69100	11995	57105	82,64%	1,07%	535	930	4,27%	930	1,66%
18	1/mois, 2/sai., soir	65461	12136	53325	81,46%	66385	11959	54426	81,99%	0,64%	177	1101	1,46%	1101	2,06%
19	1/mois, 1/sai., soir	57134	11138	45996	80,51%	57448	10213	47235	82,22%	2,13%	925	1239	8,30%	1239	2,69%
	MOYENNE	53877	9874	44003	81,88%	54290	9002	45288	83,78%	2,32%	872	1285	10,06%	1285	3,03%

TABLEAU 4.2

COMPARAISON SIMULÉE DES PERFORMANCES DES STRATÉGIES ENTRE L'EXPERT ET L'OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION

DELAI DE PRÉVISION DE LA PLUIE : 11 HEURES

Test	FRÉQUENCE PERTURBATION PLUIE	STRATÉGIE DE L'EXPERT			STRATÉGIE DE L'OUTIL			COMPARAISON DES PERFORMANCES						
		MES TRAITÉES kg	MES REJETÉES kg	MES CAPTÉES kg	% eff.	MES TRAITÉES kg	MES REJETÉES kg	MES CAPTÉES kg	% augm. efficacité	Diminution MES rejetées kg	% dim. MES rejetées	Augmentation MES captées kg	% augm. MES captées	
A) HORIZON DE PLANIFICATION : 24 HEURES														
20	1/semaine, soir	22933	3633	19300	84,16%	22933	2684	20249	88,30%	4,92%	949	949	26,12%	4,92%
21	2/mois, soir	24607	4034	20573	83,61%	24607	3271	21336	86,71%	3,71%	763	763	18,91%	3,71%
22	1/mois, soir	38179	6409	31770	83,21%	38179	5843	32336	84,70%	1,78%	566	566	8,83%	1,78%
23	2/saison, soir	45195	8058	37137	82,17%	45195	7434	37761	83,55%	1,68%	624	624	7,74%	1,68%
24	1/saison, soir	35783	6307	29476	82,37%	35783	5794	29989	83,81%	1,74%	513	513	8,13%	1,74%
25	1/semaine, matin	22917	3140	19777	86,30%	22917	2668	20249	88,36%	2,39%	472	472	15,03%	2,39%
26	2/mois, matin	24591	3539	21052	85,61%	24590	3213	21378	86,94%	1,55%	326	326	9,21%	1,55%
27	1/mois, matin	34303	5292	29011	84,57%	34255	5169	29134	85,05%	0,56%	123	123	2,32%	0,42%
28	2/saison, matin	40583	7113	33470	82,47%	40639	6850	33789	83,14%	0,81%	263	319	3,70%	0,95%
29	1/saison, matin	31091	5370	25721	82,73%	31091	5145	25946	83,45%	0,87%	225	225	4,19%	0,87%
MOYENNE		32018	5290	26729	83,72%	32019	4807	27217	85,40%	2,00%	482	488	10,42%	2,00%
B) HORIZON DE PLANIFICATION : 36 HEURES														
30	1/sai., 1/sem., soir	41639	6952	34687	83,30%	41639	6330	35309	84,80%	1,79%	622	622	8,95%	1,79%
31	2/sai., 1/sem., soir	51132	9412	41720	81,59%	51188	8114	43074	84,15%	3,13%	1298	1354	13,79%	3,25%
32	1/mois, 1/sem., soir	44851	8323	36528	81,44%	44851	6428	38423	85,67%	5,19%	1895	1895	22,77%	5,19%
33	1/sem., 1/sem., soir	33465	4454	29011	86,69%	33465	3914	29551	88,30%	1,86%	540	540	12,12%	1,86%
34	1/mois, 1/mois, soir	59665	12033	47632	79,83%	60001	10570	49431	82,38%	3,20%	1463	1799	12,16%	3,78%
35	2/sai., 1/mois, soir	64523	12595	51928	80,48%	64633	11117	53516	82,80%	2,88%	1478	1588	11,73%	3,06%
36	1/mois, 2/sai., soir	66029	13564	52465	79,46%	66431	11889	54542	82,10%	3,33%	1675	2077	12,35%	3,96%
37	1/mois, 1/sai., soir	53757	10339	43418	80,77%	53757	9104	44653	83,06%	2,84%	1235	1235	11,95%	2,84%
MOYENNE		51883	9709	42174	81,70%	51996	8433	43562	84,16%	3,03%	1276	1389	13,23%	3,22%

La figure 4.2 présente sous forme graphique les résultats des tests 18 et 36. Elle compare les stratégies de l'expert et de l'outil pour pallier à une séquence de deux pluies dont les périodes de récurrence sont respectivement de trente (30) et quarante-cinq (45) jours avec des délais de prévision de sept (7) et onze (11) heures.

Ces résultats sont représentatifs des tests en temps de pluie et montrent une similitude entre les stratégies de contrôle de l'expert et de l'outil. Ces stratégies veulent rendre disponibles (nettoyer) le plus rapidement possible le plus grand nombre de biofiltres en abaissant le point de consigne des pertes de charge résiduelles.

Toutefois, en voulant abaisser trop rapidement ce point de consigne, les stratégies de l'expert provoquent une accumulation de biofiltres en attente de lavage. Cette situation doit être évitée, car pour un débit donné à l'usine, une diminution du nombre de biofiltres en filtration engendre une augmentation des vitesses de filtration, une augmentation de la fraction passante aux biofiltres et par conséquent une diminution de l'efficacité de l'usine.

Par contre, les stratégies de l'outil tendent à minimiser le nombre de biofiltres en attente d'un lavage de façon à augmenter la disponibilité de l'ensemble des biofiltres. Il ne sert à rien de solliciter au-delà de ses capacités le dispositif de lavage des biofiltres. Les tests montrent que les stratégies de l'outil permettent la diminution des rejets au milieu récepteur à cause d'une meilleure gestion des cycles de lavage des biofiltres.

L'augmentation du nombre de biofiltres en attente d'un lavage n'est pas trop critique avant l'arrivée d'une pluie. Elle l'est toutefois pendant la pluie à cause d'un rejet systématique d'une partie de la charge maximale qui, elle, est proportionnelle au nombre de biofiltres en attente d'un lavage. Pour cette raison, il est important de bénéficier d'un délai de prévision raisonnable des pluies afin de disposer du plus grand nombre possible de biofiltres propres. Il est également remarqué, aux tableaux 4.1 et 4.2, que l'allongement du délai de prévision de la pluie permet de diminuer appréciablement les rejets à l'effluent de l'usine.

Advenant le cas où le délai de prévision d'une pluie s'avère très court, il y a possibilité de réduire le temps de lavage des biofiltres. Ce type de lavage est appelé "mini-lavage". Les données trop fragmentaires des essais pilotes de 1986 (PCRB 1986) sur le comportement des pertes de charge résiduelles suite à des mini-lavages, n'ont pas permis de modéliser ce type d'intervention.

PERTURBATION PLUIE : FRÉQUENCE 1/MOIS, 2/SAISON

HORIZON : 36 HEURES

DÉLAI DE LA PRÉVISION : 7 HEURES

TEST No: 18

EXPERT OUTIL

CHARGES REJETÉES : 12136 KG 11959 KG
 CHARGES CAPTÉES : 53325 KG 54426 KG

DÉLAI DE LA PRÉVISION : 11 HEURES

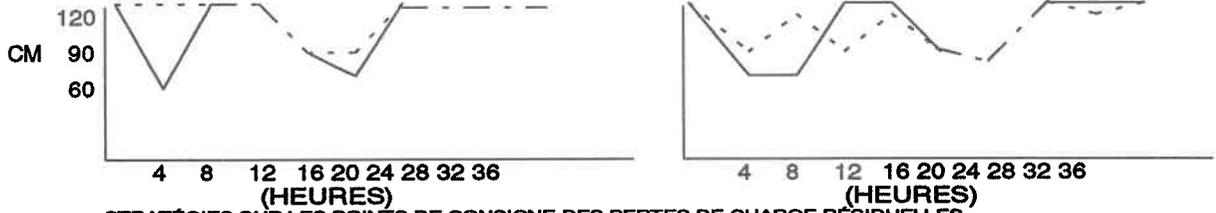
TEST No: 36

EXPERT OUTIL

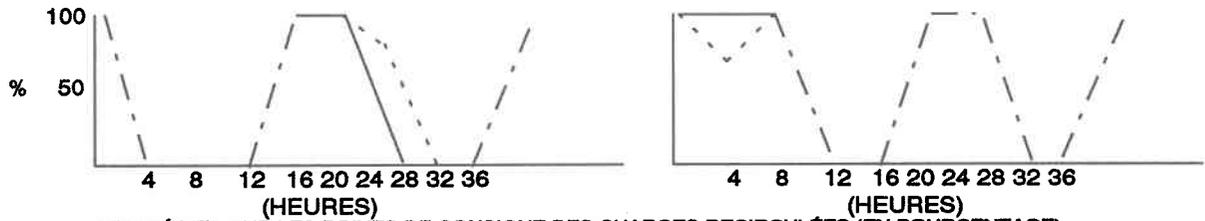
CHARGES REJETÉES : 13664 KG 11889 KG
 CHARGES CAPTÉES : 52465 KG 54442 KG

1) SUR LES STRATÉGIES: - STRATÉGIE DE L'EXPERT

- STRATÉGIE DE L'OUTIL



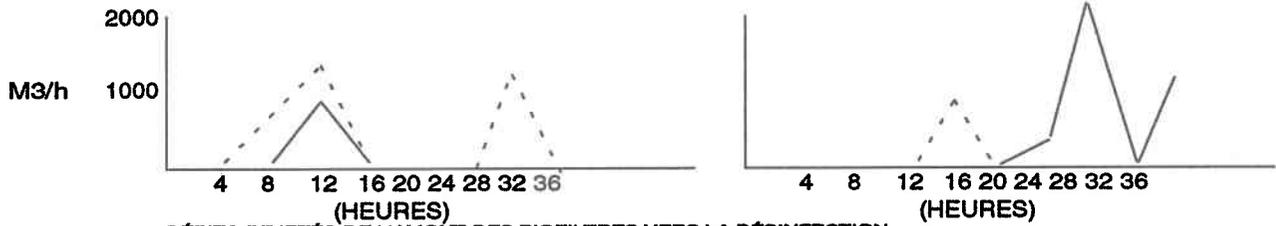
STRATÉGIES SUR LES POINTS DE CONSIGNE DES PERTES DE CHARGE RÉSIDUELLES



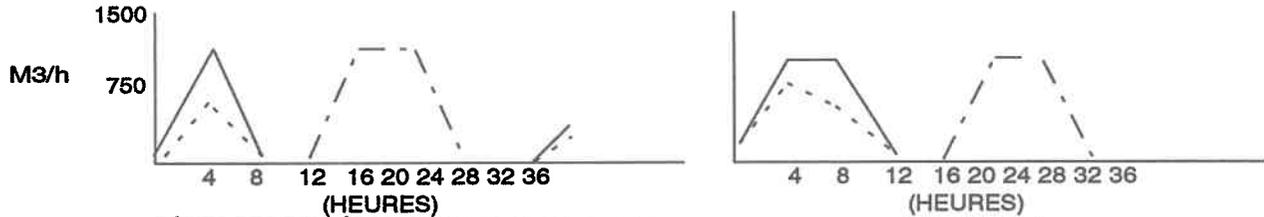
STRATÉGIES SUR LES POINTS DE CONSIGNE DES CHARGES RECIRCULÉES (EN POURCENTAGE)

2) SUR LES ÉTATS ANTICIPÉS : - ÉTATS ANTICIPÉS DE L'EXPERT

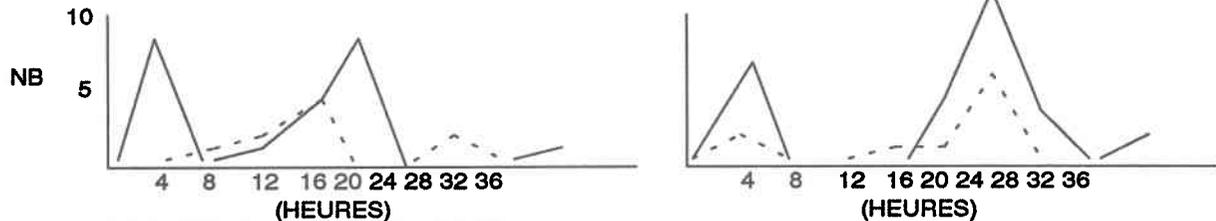
- ÉTATS ANTICIPÉS DE L'OUTIL



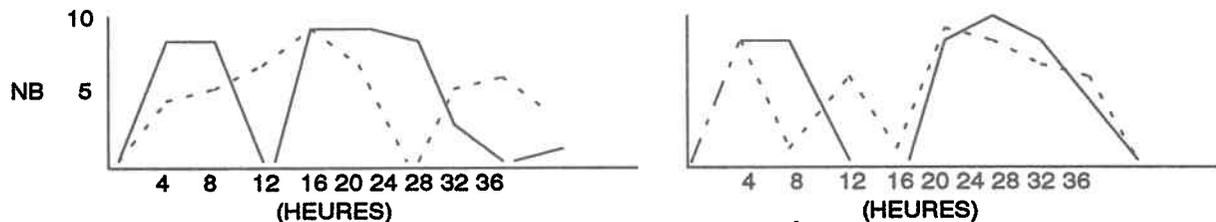
DÉBITS REJETÉS DE L'AMONT DES BIOFILTRÉS VERS LA DÉSINFECTION



DÉBITS RECIRCULÉS EN AMONT DES BIOFILTRÉS



BIOFILTRÉS EN ATTENTE D'UN LAVAGE



BIOFILTRÉS LAVÉS DURANT L'INTERVALLE ENTRE LES PRISES DE DÉCISIONS

FIGURE 4.2 COMPARAISON SIMULÉE DES STRATÉGIES ET DES ÉTATS ANTICIPÉS ENTRE L'EXPERT ET L'OUTIL D'AIDE À LA SUPERVISION

4.1.2 Sur la détection d'événements imprévus par l'opérateur

La détection d'un événement qui fut imprévu par l'opérateur peut exiger de lui une action immédiate de façon à jouir du maximum de disponibilité des équipements du procédé de biofiltration. La diminution du temps de détection de ces événements et la rapidité de l'intervention devront servir à évaluer les performances de l'outil.

Il a été déterminé lors de la consultation avec les experts qu'il est essentiel de détecter le plus rapidement possible les perturbations de forte intensité comme celles de la présence d'huile, de graisses ou de toxiques.

Une présence importante d'huile et/ou de graisses dans les eaux usées aux décanteurs engendre un colmatage des lamelles et une perte d'efficacité importante de la décantation. En plus de colmater les biofiltres, le contact des huiles et/ou des graisses avec la biomasse fixée ralentit l'activité microbienne et engendre une diminution de l'efficacité de l'enlèvement de la DBO.

Un choc toxique de forte intensité, quoique n'ayant aucune influence sur la décantation, aura pour effet d'annihiler l'activité microbienne de la biomasse fixée (annexe 3). Il s'ensuit une perte d'efficacité prolongée de l'enlèvement de la DBO (PCRB, 1986).

Suite à l'analyse des données contenues au rapport de consultation, les perturbations suivantes exigent, de l'avis des experts, des actions immédiates sur le procédé de biofiltration:

Perturbations	Intensité	Actions immédiates
Huiles et graisses	Élevée	Détourner les débits d'eaux usées acheminées aux décanteurs lamellaires et aux biofiltres et laver les biofiltres. Cette action est posée dans le but d'éviter l'encrassement des lamelles aux décanteurs et de minimiser le contact du polluant avec le milieu filtrant.
Matières flottantes	Élevée	Laver les biofiltres afin de jouir du maximum de disponibilité des équipements biofiltres.
Déversement toxique	Toxicité organique forte	Détourner les eaux toxiques des biofiltres puisqu'à long terme il y a perte d'efficacité dans l'enlèvement des substrats solubles.
Déversement toxique	Toxicité inorganique forte	Détourner les eaux usées des biofiltres puisqu'à long terme il y a perte d'efficacité dans l'enlèvement des substrats solubles.

D'autres événements qui seraient imprévus ne conduiraient pas nécessairement l'opérateur à entreprendre des actions immédiates. Il devra tout de même maintenir une surveillance plus étroite de l'opération du procédé.

L'efficacité de l'outil pourra être mesurée par sa rapidité à détecter et à diagnostiquer les événements qui peuvent être imprévus.

D'abord, l'outil est mis à contribution pour générer les "écarts modèles" entre les états mesurés et anticipés. Ces écarts sont obtenus en simulant des conditions de perturbation dans un contexte d'opération de temps sec. Cette procédure établit un lien entre l'influence de chacune des perturbations sur les paramètres et les écarts mesurés correspondants:

- 1) PERTURBATION IMPRÉVUE
- 2) ÉCARTS ANTICIPÉS SUR LES PARAMETRES
- 3) "ÉCARTS MODELES"

Les accumulations de données sur les modes de comportement sont utilisées pour générer les "écarts modèles" à la base des règles diagnostiques.

Par induction, les activités de détection et de diagnostic suivent une procédure inverse à la précédente:

- 1) ÉCARTS MESURÉS
- 2) "ÉCARTS MODELES" RECONNUS
- 3) DIAGNOSTIC D'UNE PERTURBATION IMPRÉVUE.

La figure 4.3 présente sommairement les résultats de la génération des "écarts modèles". Ces résultats montrent que ces écarts peuvent détecter les événements qui exigent une action immédiate de l'opérateur.

Cette détection basée sur les "écarts modèles" sera plus rapide que celle fondée sur les variations des paramètres. L'outil n'a plus besoin d'accomplir l'estimation rétroactive des paramètres et peut ainsi détecter plus rapidement les événements qui sont imprévus. La détection est effectuée par anticipation et non plus par rétroaction. Les écarts, au-delà d'un certain seuil, déclenchent immédiatement un processus de recherche de la cause des écarts observés.

Bien que la recherche n'en soit encore qu'à l'état embryonnaire, les caractéristiques de l'outil permettent une réévaluation périodique des "écarts modèles" à cause de l'inclusion d'un module d'apprentissage des modes de comportement de l'usine. Ce module enregistre continuellement les données sur les modes de comportement (les valeurs des paramètres) en fonction des contextes d'opération vécus.

Il reste encore à vérifier en situation réelle la rapidité de détection et de diagnostic des événements qui seront imprévus.

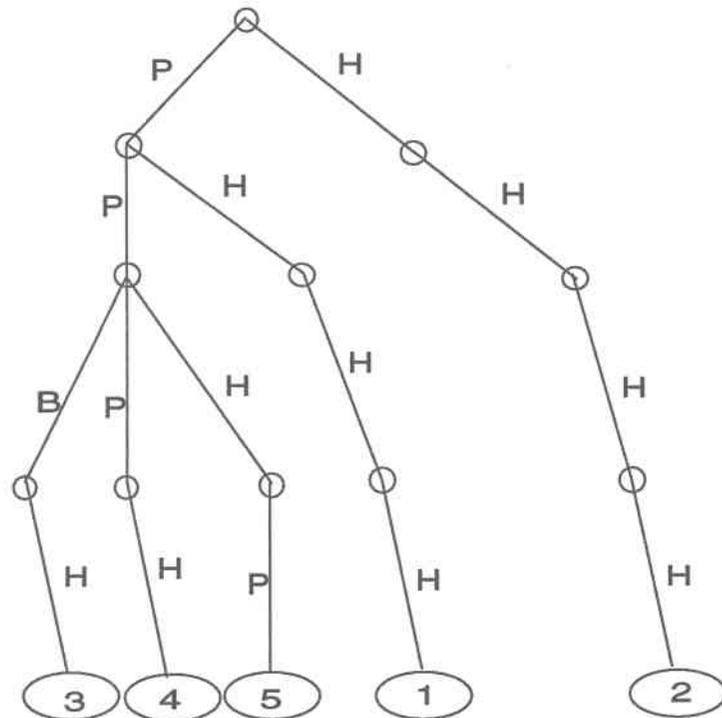
TYPE D'ÉCART

- MES à l'affluent des décanteurs

-MES à l'effluent des décanteurs

- Cycles de lavage et de filtration des biofiltres

- MES à l'effluent des biofiltres



PERTURBATIONS

- 1 - Beaucoup d'huiles ou de graisses
- 2 - Choc organique particulaire fort
- 3 - Toxicité inorganique forte
- 4 - Toxicité inorganique moyenne et toxicité organique forte
- 5 - Présence de matières flottantes

QUALIFICATIFS DES ÉCARTS

- B - Plus bas que prévu
- P - Tel que prévu
- H - Plus haut que prévu

FIGURE 4.3 DIAGNOSTIC DES PERTURBATIONS BASÉ SUR LES "ÉCARTS MODÈLES"

4.2 Discussion

Cette section a principalement pour but de porter un examen critique sur les deux aspects de la modélisation abordés par cette recherche soit d'une part, la modélisation dynamique de l'usine, et d'autre part, le formalisme de capture des connaissances. Elle permettra de déterminer l'effort de mise en oeuvre de l'outil en situation réelle.

Elle veut aussi fournir une synthèse de la méthodologie adoptée au cours de la conception de l'outil.

4.2.1 Sur la modélisation de l'usine

Nous avons constaté que l'outil pouvait être utile en contexte opérationnel. De plus, les tests qui ont été exécutés montrent la similitude des stratégies d'intervention proposées par l'expert et l'outil. Ces résultats illustrent que les connaissances contenues dans l'outil peuvent produire d'autres connaissances véhiculées par l'expert même si ces dernières ne sont pas explicitement contenues dans l'outil.

Cependant, la présente section veut analyser l'influence des différentes hypothèses, posées au cours de la modélisation, sur la qualité des prédictions du modèle.

D'abord, aucune donnée sur le comportement réel du décanteur lamellaire n'était disponible au moment de la modélisation. Son comportement en temps sec, en terme de fraction non-décantée en MES, a été déterminé entièrement par des connaissances expertes (voir annexe 3). Ces connaissances sont elles mêmes inspirées du comportement du décanteur conventionnel. Par la suite, nous avons supposé que les connaissances expertes sur le comportement du décanteur conventionnel en période de perturbation pouvaient être transposables au décanteur lamellaire.

Cette hypothèse de transposition des connaissances n'est pas trop limitative puisque les principes sous-tendant la sédimentation des MES au sein d'un décanteur lamellaire sont les mêmes qu'au sein d'un décanteur conventionnel (Martel et Lessard, 1991).

Martel et Lessard, 1991 ont adopté cette même hypothèse pour appliquer un modèle de décanteur conventionnel à un décanteur lamellaire. Dans leur exemple, le paramètre à

déterminer pour effectuer le calage du modèle, une fois réduit (on a supposé le coefficient d'affouillement égale à zéro et la vitesse de sédimentation des décantables égale à un), est le pourcentage des MES décantables. Ce paramètre peut différer selon les situations (conditions d'opération).

Le problème se situerait plutôt au niveau de la capacité des experts de prévoir avec exactitude la fraction non-décantée en fonction des différentes conditions d'opération.

Pour ce qui est de la modélisation du biofiltre, on a utilisé des données d'analyse provenant des essais pilotes de 1986 pour lesquelles le biofiltre fut utilisé en aval d'un décanteur conventionnel. Or, il est démontré que les conditions d'opération des composantes situées en amont du biofiltre ont une grande influence sur son comportement (voir annexe 3). Cette influence se situerait, non au niveau de la forme du modèle, mais, encore une fois, au niveau des paramètres.

En effet, pour une condition d'opération donnée, les grandes hypothèses du modèle du biofiltre qui sont:

- la linéarité de la relation entre les concentrations en MES à son effluent et à son affluent, et
- la linéarité entre l'augmentation des pertes de charge résiduelles et les charges captées cumulées,

ont été confirmées par l'analyse de Brouard (1992) effectuée sur des essais pilotes avec un décanteur lamellaire. Cette dernière analyse met toutefois en évidence la nécessité de déterminer un ensemble de conditions, en plus des conditions hydrauliques, qui pourrait donner une description de la nature des particules présentes. La présente démarche est justement la première en ce sens.

En ce qui concerne la modélisation du décanteur des eaux de lavage, on a supposé une concentration fixe à l'effluent peu importe le contexte d'opération prévalant à l'usine. Cette hypothèse a peut être une influence sur la qualité de prédiction des MES dans des conditions de temps de pluie. Les essais effectués à l'aide d'un décanteur statique d'eau de

lavage montrent une constance de la sédimentation. Ces essais ont probablement été effectués dans des conditions de temps sec seulement. Malheureusement, les données caractérisant la sédimentation, en fonction de différentes conditions d'opération, n'étaient pas disponibles au moment de la modélisation.

Cependant, on peut anticiper que cette hypothèse n'est pas trop restrictive au niveau des stratégies d'interventions proposées par l'outil. Ces stratégies sont, pour l'objectif de minimiser les charges rejetées en MES au milieu récepteur, de recirculer en temps sec les eaux de lavage décantées en amont des biofiltres et d'acheminer ces eaux à l'aval des biofiltres en temps de pluie.

La stratégie proposée en temps sec s'explique parce que d'une part, les concentrations en MES de cet effluent sont plus élevées que celles de l'effluent des biofiltres et, d'autre part cette recirculation ne risque pas d'engendrer la dérivation d'une partie des eaux usées acheminées aux biofiltres. La situation est différente en temps de pluie. La recirculation des eaux de lavage en temps de pluie aurait pour effet d'augmenter les charges rejetées au milieu récepteur en provoquant une dilution des charges à l'affluent des biofiltres et une dérivation équivalente aux débits recirculés en aval de la biofiltration.

Une autre source de biais possible est celle concernant les stratégies d'intervention proposées par l'opérateur. Cet opérateur a été personnifié par un des experts qui a participé à l'élaboration de la base des connaissances sur le comportement des décanteurs lamellaires et des biofiltres. Il est difficile à ce stade-ci de mesurer l'impact, s'il y a lieu, de ce biais. Précisons que cet expert, contre lequel le modèle compétitionne, n'a pas aidé directement au développement du formalisme mathématique du modèle. L'expert, a bien voulu proposer, à l'étape finale de la consultation, les stratégies d'intervention qui ont servi à évaluer l'outil. Il participa activement à toutes les étapes de la consultation. Il fut informé à chacune des étapes, des nouveaux développements du modèle. Cependant, cet expert a été tenu à l'écart du développement du processus d'inférence mettant à contribution ses connaissances expertes. Ainsi, il est permis de croire que l'impact de ce biais est minimisé.

Quant à l'hypothèse concernant un débit égal à travers toute l'usine, elle n'introduit qu'un très faible biais au niveau de la prédiction des concentrations en MES. L'impact d'une variation de débit à l'affluent des composantes étudiées est presque immédiatement (en terme de minutes) observé à l'effluent à cause de la faible capacité tampon.

Ainsi, on dégage des observations précédentes, que l'effort de transfert du modèle en situation réelle, n'est pas tant au niveau de la forme à donner à ce modèle, mais de la précision à apporter au niveau de la définition de l'ensemble des conditions d'opération qui influencent les paramètres de ce modèle, en particulier, celles issues des observations de l'opérateur. La difficulté de la valorisation des paramètres est pris en charge dans une large mesure par le module d'apprentissage de l'outil.

En résumé, l'effort de transfert du modèle à la STATION EST devra être orienté de manière:

- à préciser les conditions d'opération à l'usine qui influencent les paramètres du modèle, en particulier, celles d'ordre qualitative;
- à développer, si nécessaire, une modélisation du décanteur des eaux de lavage en fonction de ces différentes conditions d'opération;
- à améliorer, si nécessaire, la modélisation du décanteur lamellaire.

On devra aussi envisager son transfert à la STATION OUEST de la CUQ. Le modèle devra alors intégrer une contrainte en regard de la vitesse de filtration aux biofiltres. Cette vitesse doit normalement être au-dessus d'un seuil minimum d'environ de 3 m/h. L'ajout de cette contrainte aura pour effet, en période de débit sous ce seuil minimum, d'accumuler des biofiltres propres.

Enfin, certains pourraient exprimer des réserves sur les possibilités réelles de pouvoir utiliser le modèle. L'opérateur ne serait pas toujours enclin et en mesure de fournir continuellement ses observations. Ce problème pourra être en partie résolu dans la mesure où l'opérateur aura obtenu une formation adéquate qui insistera sur l'importance de mettre à profit ses observations qualitatives. Ce problème pourra être encore mieux résolu si, lors de la conception des usines, une attention particulière est portée sur l'emplacement du "centre de contrôle" de manière à ce que l'opérateur puisse observer directement les principales composantes de l'usine.

4.2.2 Sur le formalisme de capture des connaissances

Le but de cette section est de traiter de différents sous-aspects liés à la capture des connaissances qui n'ont pas été l'objet de la présente recherche mais qui devront être

abordés au moment de l'implantation de l'outil en contexte opérationnel. Ces sous-aspects concernent principalement:

- a) la justesse du formalisme de représentation des connaissances;
- b) la prise en compte de l'incertitude des observations de l'opérateur;
- c) l'analyse des conditions humaines affectant les performances des opérateurs au niveau de l'exactitude de leurs observations et leur comportement;
- d) le développement de l'interface avec l'opérateur.

A) *Sur le formalisme de représentation*

On ne fait pas la démonstration que le formalisme utilisé constitue le seul pertinent qui permet de prendre en compte les observations qualitatives de l'opérateur afin de mieux déterminer les conditions d'opérations à l'usine.

Le choix du formalisme s'est effectué au cours de la consultation des experts. Il est ressorti de ces consultations que les conditions hydrauliques (déterminées à l'aide des capteurs) et qualitatives (déterminées à l'aide des observations de l'opérateur) pouvaient être classées selon différentes catégories. Une catégorie peut être représentée par un axe de l'espace des conditions d'opération, et une condition particulière de cette catégorie est représentée par une coordonnée sur cet axe. Ainsi, une conjonction de conditions d'opération existantes à un instant donné (un contexte d'opération) définit un sous-espace de l'espace des conditions d'opération.

La méthode de capture des connaissances expertes consistait à mettre en relation les contextes d'opération et les valeurs des paramètres. Le langage PROLOG de la logique des prédicats permettait de capturer adéquatement et d'exploiter facilement ces connaissances. Il aurait été beaucoup plus difficile, quoique possible, d'utiliser un langage de programmation conventionnel.

D'autres formalismes différents sont aussi disponibles tels que, par exemple, un langage orienté objet ou un réseau neuronal. On ne fait pas la démonstration que ces formalismes auraient peut-être été mieux adaptés. Cette démonstration ne faisait pas partie de l'un des objectifs de la présente recherche.

B) *Sur la prise en compte de l'incertitude*

En contexte opérationnel, les observations de l'opérateur auront un certain degré d'incertitude. Cet aspect a été ignoré au cours du développement de l'outil prototype. On pourra vérifier en situation réelle dans quelle mesure la prise en compte de l'incertitude pourra améliorer les performances de l'outil. On peut déjà anticiper que l'intégration de cette incertitude pourra compliquer appréciablement les méthodes de capture et d'exploitation des connaissances.

Il a été jugé qu'il n'était pas absolument nécessaire d'intégrer l'incertitude lors de la présente phase de validation de l'outil. Cette nécessité pourra se manifester lors de sa mise en oeuvre.

C) *Sur l'analyse cognitive de la tâche de l'opérateur*

La présente recherche n'a pas non plus tenu compte des facteurs humains qui peuvent influencer les bonnes et mauvaises performances des opérateurs.

Nous avons développé un modèle de la tâche de supervision (modèle du processus de traitement de l'information) de l'opérateur et implicitement nous avons supposé que ce modèle est invariable. Il peut exister des conditions pour lesquelles ce modèle n'est plus une représentation juste de la tâche de l'opérateur. Ce modèle aurait-il besoin de paramètres ?

De plus, quelles sont les conditions pour lesquelles l'opérateur est en mesure de fournir de bonnes informations ? Ce dernier aspect peut très probablement être lié à la gestion de l'incertitude.

D) *Sur le développement de l'interface usager*

Il sera nécessaire, lors de la mise en oeuvre de l'outil, de faire participer l'opérateur au développement de l'interface usager. Cette participation définira plus explicitement ses besoins en terme de supervision. Elle entrainera possiblement une remise en question de certains aspects de la modélisation tant au niveau de l'usine que de la tâche de l'opérateur.

L'intégration de l'outil dans l'environnement de l'opérateur est un processus itératif. On ne peut négliger de tenir compte du processus de rétroaction qui doit s'engager durant cette phase de mise en oeuvre.

Un effort important sera nécessaire afin de mettre à la disposition de l'opérateur un outil opérationnel qui lui permettra d'interpréter adéquatement les données utilisées et produites au cours de la simulation des activités de supervision.

4.2.3 Sur la méthodologie de conception de l'outil d'aide

Le cheminement suivi durant la présente recherche est à l'image de la méthodologie de conception de l'outil. La modélisation de la tâche de supervision de l'opérateur (processus de traitement de l'information) est à l'aval du processus de modélisation des comportements dynamiques du procédé.

Cette section a donc pour but de fournir une synthèse de la méthodologie développée. Cette dernière est justifiable puisque le processus de modélisation du procédé permet de déterminer quels renseignements s'avèrent pertinents aux activités de contrôle. Elle permettra ainsi une description détaillée des activités de la tâche de supervision de l'opérateur. Cette méthodologie est donc guidée par les données.

La figure 4.4 synthétise la méthodologie adoptée au cours du développement de l'outil prototype. Nous distinguons deux grandes phases de développement: la modélisation du procédé et la modélisation du processus de traitement de l'information par l'opérateur.

Il va de soi que tout effort de conception est précédé d'une identification des besoins et des objectifs. Dans cette recherche, l'activité d'identification a été effectuée au chapitre 1. Elle a permis de déterminer les services qui doivent être assurés par l'outil. Cette recherche a voulu représenter les activités de l'opérateur dans son processus de traitement de l'information. La méthode de conception est présentée dans un contexte plus général où les désirs des concepteurs pourraient se limiter à ne représenter que les activités d'analyse historique de l'information.

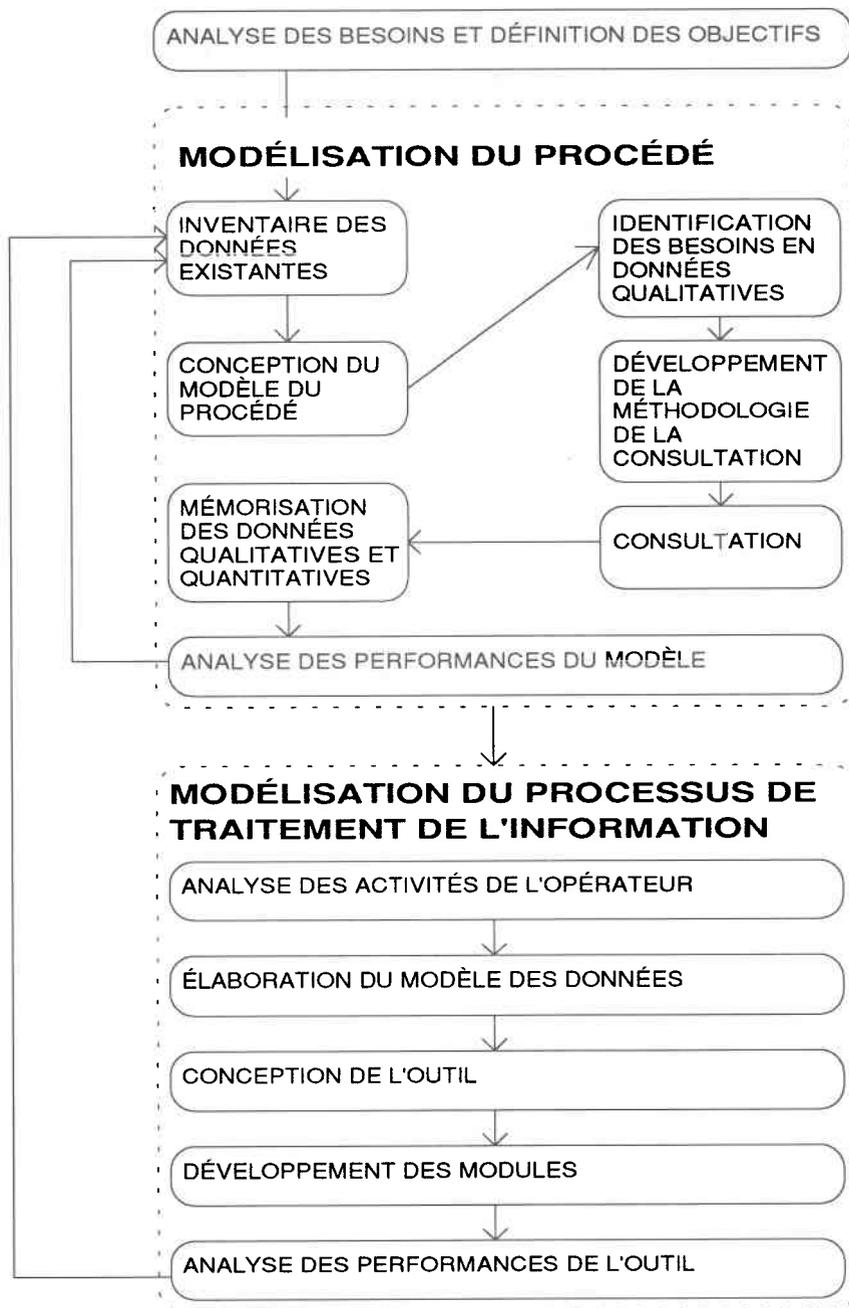


FIGURE 4.4 MÉTHODOLOGIE DE CONCEPTION DE L'OUTIL D'AIDE À LA DÉCISION

Une description est faite des activités de conception spécifiques à chacune des phases.

- *La phase modélisation du procédé*

Inventaire des données disponibles:

Cette activité consiste à recueillir les données qui sont pertinentes à l'activité de modélisation. Les données peuvent être tirées d'expériences effectuées sur le procédé ou des procédés similaires. Elles peuvent être des résultats des activités de modélisation menées antérieurement ou encore des données descriptives du procédé.

Conception du modèle dynamique du procédé:

Cette activité consiste d'abord, à partir des données accumulées ci-haut, à analyser les comportements dynamiques du procédé par une recherche des interactions entre les différentes variables mesurées à l'affluent, à l'usine et à son effluent. Cette activité doit ensuite identifier les modes d'intervention de l'opérateur de manière à assurer le contrôle du procédé.

Identification des besoins en données qualitatives:

L'activité de conception du modèle rend possible l'identification de l'ensemble des données requises pour compléter, s'il y a lieu, la modélisation de tous les modes de comportement du procédé. Par conséquent, sur la foi des données existantes et disponibles et des données requises par notre modélisation, nous sommes en mesure de déterminer l'importance des besoins en données qualitatives.

Mode d'acquisition des connaissances qualitatives:

La structure des données utilisées par le modèle détermine celle des données qualitatives qu'il faut intégrer aux données quantitatives. Cette structure de données qualitatives sert de guide; elle définit la méthode de consultation auprès des experts pour l'acquisition des données manquantes.

Consultation:

Cette activité explique d'abord aux experts consultés les objectifs de la consultation, l'approche de modélisation adoptée et la méthode de consultation que nous entendons suivre. Cette mise en situation permet d'obtenir des experts leur coopération et une critique constructive sur les divers aspects de notre démarche. Le processus de modélisation étant itératif, les experts doivent être consultés à quelques reprises pour compléter l'acquisition des données qualitatives. Il est important, à chaque consultation, de donner un compte rendu des nouveaux développements du modèle.

Mémorisation des données qualitatives et quantitatives:

Les données sur les modes de comportement du procédé, acquises des données quantitatives existantes et des données qualitatives après consultation des experts, doivent être stockées pour être utilisées par l'outil.

Analyse des performances du modèle du procédé:

Le modèle du procédé doit être validé à l'aide de tests pour permettre son utilisation en situation réelle.

- *La phase modélisation du processus de traitement de l'information:*

Analyse des activités à modéliser:

Cette activité consiste à analyser l'ensemble des activités du processus de traitement de l'information. Le degré de sophistication est fonction de l'identification initiale des services qui doivent être assurés par l'outil; le processus d'analyse doit intégrer l'opérateur dans l'environnement de l'outil. Cette intégration définit les modes d'interaction opérateur-outil. Il est essentiel de connaître toutes les données à traiter pour finaliser cette représentation des activités à modéliser.

Élaboration du modèle conceptuel des données:

Cette activité consiste à réaliser un modèle conceptuel des données (la structure des données) en fonction des services assurés par l'outil. Elle identifie les objets conceptuels manipulés par les activités du processus de traitement de l'information.

Conception de l'outil:

Cette activité consiste à intégrer les principales composantes de l'outil (écrans, rapports, graphes, etc.) dans le modèle conceptuel des données. Ces spécifications sont déterminées en coordination avec les exploitants de l'usine. Cette activité est une de conception de haut niveau.

Développement des modules:

Cette activité est exécutée à partir des spécifications précédentes et du modèle conceptuel des données.

Analyse des performances de l'outil:

Cette activité consiste d'abord à comparer les performances des actions de contrôle de l'outil avec celles d'un opérateur expert. Elle doit permettre l'évaluation de l'interface offert à l'utilisateur. De plus, cette activité devra permettre d'évaluer l'outil en tant qu'instrument de formation pour l'opérateur.

Il est à noter que les trois dernières activités de conception de l'outil ne pourront être complétées que lors de son implantation en situation réelle. Ces activités ont trait au développement de l'interface usager. Tel que noté auparavant, l'évaluation de l'interface offert à l'utilisateur donnera l'occasion de procéder à une réévaluation du modèle des activités de la tâche de supervision et possiblement du modèle du procédé. C'est également lors de cette phase mise en oeuvre que tous les aspects reliés à l'incertitude des données utilisées et produites par l'outil et aux conditions humaines affectant le comportement de l'opérateur devront être analysés afin de déterminer leurs influences sur les performances de l'outil.

Comme on peut le constater, la méthodologie propose que l'activité de modélisation du procédé soit antérieure au processus d'acquisition des connaissances qualitatives. Cette nécessité n'est pas fortuite. Il est clair pour tout modélisateur qu'il ne peut y avoir d'acquisition efficace des données qualitatives si le choix du modèle mathématique du procédé n'est pas arrêté.

Il est également important de souligner que cette méthode de conception fut appliquée dans un contexte où les données sont plutôt éparses et qu'un processus de consultation des

experts fut nécessaire pour compléter notre compréhension du procédé. Cette méthode propose de traduire les données qualitatives sur le comportement du procédé sous forme de données quantitatives afin qu'elles puissent être utilisées par un modèle dynamique du procédé. Ces données sont manipulées par l'outil dans les différentes activités de traitement de l'information pour produire un ensemble de données quantitatives (les modes de comportement du procédé, les contextes d'opération, les états anticipés, les écarts de comportement, les écarts modèles, etc.).

En situation réelle d'opération, ces données quantitatives produites par l'outil devront être traduites sous forme qualitative dans le langage courant de l'opérateur.

CONCLUSION

L'utilisation croissante des eaux de surface à des fins industrielles, commerciales et communautaires engendre une diminution de la disponibilité de la ressource-eau. La gestion de cette ressource, à l'échelle du bassin versant drainage, est perçue de plus en plus comme nécessitant l'implantation d'un contrôle hiérarchique des ouvrages d'assainissement.

Placé dans ce contexte, l'opérateur d'usine doit pouvoir s'adapter aux différents objectifs qui lui sont assignés par la hiérarchie décisionnelle. Dans cette structure décisionnelle, les objectifs sont définis en termes de caractéristiques qualitatives des eaux usées à l'effluent de l'usine et pourront évoluer dans le temps. Sa tâche de supervision devient d'autant plus complexe et ardue. Des outils d'aide à la supervision ne peuvent que profiter à l'opérateur.

Les outils proposés à ce jour demeurent inutilisés par les exploitants d'usine, soit à cause de leur incapacité à intégrer l'opérateur au processus décisionnel, soit parce que ceux qui l'intègrent ne modélisent qu'une partie des activités de traitement de l'information nécessaires à la supervision d'une usine.

L'objet de la présente recherche a donc été de proposer un outil d'aide à la supervision des usines capable d'intégrer l'opérateur dans le processus décisionnel d'élaboration et d'application de stratégies optimales de contrôle.

La présente recherche a proposé, dans sa méthodologie de développement de l'outil, l'intégration des connaissances qualitatives des experts au modèle quantitatif de l'usine. Elle a aussi proposé une modélisation de l'ensemble des activités de la tâche de supervision de l'opérateur. Il faut noter que cette approche est tout à fait nouvelle.

Dans cette démarche d'intégration, le choix des paramètres du modèle est effectué de façon à tenir compte de la terminologie en usage chez l'opérateur. La finalité de ce processus d'intégration résulte en son modèle mental du procédé.

L'ensemble des activités cartographiées par l'outil représente un modèle des activités de la tâche de supervision accomplies par l'opérateur. Ces activités modélisées ont été classées en deux catégories:

- l'analyse historique de l'information, et
- la planification.

Ces deux catégories d'activités utilisent de manière intensive le modèle mental pour s'adapter aux conditions sans cesse changeantes des eaux usées.

L'analyse historique de l'information permet d'accumuler en mémoire les données sur les modes de comportement à l'usine. C'est une forme d'apprentissage basée sur l'exemple. Cette accumulation de données permet, via le modèle mental, de générer automatiquement et périodiquement un ensemble d'"écarts modèles". Ces écarts sont à leur tour utilisés pour la reconnaissance de perturbations qui peuvent demeurer imprévues par l'opérateur. Ils pourront servir aussi à l'élaboration des règles diagnostiques.

La planification utilise les données sur les modes de comportement et les perturbations prévisibles par l'opérateur pour lui proposer des stratégies optimales de contrôle.

Cette approche a pris comme exemple la STATION EST, soit la nouvelle usine de traitement des eaux usées par biofiltration de la Communauté urbaine de Québec. Les principales composantes de la chaîne de traitement liquide ont été modélisées soient les composantes de décantation et de biofiltration.

Les tests effectués à l'aide de ce modèle démontrent *a fortiori* que les stratégies de l'outil permettraient une diminution importante des charges rejetées en MES au milieu récepteur lors de pluie.

De plus, les "écarts modèles" générés permettrait de détecter les perturbations qui nécessitent des actions immédiates de l'opérateur.

Ces résultats garantiraient un outil d'aide valable qui, en plus d'améliorer les performances d'opération de l'usine, permettrait d'alléger le stress relié à la tâche de l'opérateur.

Quoique ces résultats semblent démontrer la validité de la présente approche, il reste que certains aspects précédemment identifiés devraient être explorés, dans la perspective d'une mise en oeuvre de l'outil dans un contexte opérationnel, afin d'exploiter tout le potentiel de cet outil.

En ce qui concerne la modélisation de l'usine, ces aspects sont:

- l'étude exhaustive des conditions d'opération pouvant affecter les comportements des composantes de l'usine;
- la modélisation, si nécessaire, du décanteur des eaux de lavage en fonction des différentes conditions affectant son comportement;
- la modélisation plus précise, si nécessaire, du décanteur lamellaire en fonction des différentes conditions affectant son comportement;
- le développement de modèles dynamiques adaptés aux autres composantes de l'usine;
- l'adaptation du modèle à l'usine STATION OUEST de la CUQ.

Les aspects concernant la capture des connaissances sont:

- la justesse du formalisme de représentation des connaissances;
- la prise en compte de l'incertitude des observations de l'opérateur;
- l'analyse des conditions humaines affectant les performances de l'opérateurs au niveau de l'exactitude de ses observations et de son comportement;
- l'adaptation de l'outil au support informatique existant déjà aux usines et le développement de l'interface graphique avec l'opérateur;
- la formation des opérateurs et la redéfinition de leur tâche lors de leur intégration dans l'environnement de l'outil.

Les concepts développés dans ce travail de recherche peuvent être appliqués en situation réelle. Nous souhaitons que les intéressés y voient comment l'opérateur pourrait optimiser les performances des usines de biofiltration de la CUQ et d'autres du même type.

BIBLIOGRAPHIE

Andrews J.F. (1986).

Dynamics and control of wastewater treatment plant. Seminaires AQTE, Montréal, 8-9 mai 1986, 4 p..

Beck M.B. (1977).

Modelling and control in practice. Prog. Water Technol., 9 (5/6), pp. 557-564.

Beck, M.B. (1981).

Operational estimation and prediction of nitrification dynamics in the activated sludge process. Water Res., 15, pp. 1313-1330.

Beck M.B. (1986).

Identification, estimation and control of biological wastewater treatment processes". IEE Proc., 133 (5), pp. 254-264.

Beck M.B.; Lumbers J.P.; Mackenzie H.E.C. et Jowitt P.W. (1990).

A prototype expert system for operational control of the activated sludge process. Sci. Tech. Eau, 23 (2), pp. 161-167.

Berthouex P.M.; Hunter W.G. et Fan R. (1985).

Characterization of treatment plant upsets. Dans: Drake R.A.A. (Ed): Instrumentation and Control of Water and Wastewater Treatment and Transport Systems, (Advances in Water pollution Control), 1985, pp. 287-297.

Berthouex P.M. et Lai W. (1988).

A statistically aided expert system for wastewater treatment plant control. Computers in Engineering, Proceeding ASME, 1988, pp. 199-203.

Brouard N. (1992).

Enlèvement des matières en suspension et évolution des pertes de charge en biofiltration des eaux usées domestiques: application sur lit ruissellant. Thèse de maîtrise présentée à l'institut national de la recherche scientifique sur l'eau, Sainte-Foy, mars 1992, 123 p..

Collins A.G. et Ellis G.W. (1992).

Information processing coupled with expert systems for water treatment plants. ISSN0019-0578, 31(1), pp. 61-72.

Consultants BPR (1989).

Contrôle des usines d'épuration de la CUQ: document de travail - modélisation. M23-88-21, rapport 010-01, 1988, 26p..

Cotton P. et Latten A. (1977).

Initial operating experience of the automated sewage treatment works, Norwick. Prog. Water Technol., 9 (5/6), pp. 499-506.

Downs H.W. (1989).

Using expert systems for wastewater. Advances In AI and Simulation, Copyright 1989, By The Society for Computer Simulation International, ISBN 0-911801-50-2, pp. 95-97.

Flanagan M.J. (1980).

On the application of approximate reasoning to control of the activated sludge process. Preprint, Joint Automatic Conf., San Francisco, 1980.

Gall B. et Patry G. (1989).

Knowledge-based system for the diagnosis of a activated sludge plant. Dans: Dynamic Modeling and Expert Systems in Wastewater Engineering, Edited by Gilles Patry and David Chapman, Copyright 1989 by Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI 48118. Printed in U.S.A.

Geselbracht J.J.; Brill E.D.et Pfeffer J.T. (1986).

Incorporating judgement into an optimization model of a wastewater treatment system. Water Forum 1986: World Water Issues in Evaluation Proc. of the Conf., Long Beach, ASCE, 1, 1986, pp. 181-186.

Gillblad T. et Olsson O. (1977).

Computer control of a medium sized activated sludge plant. *Prog. Water Technol.*, 9 5/6),pp.427-434.

Hiraoka M., Tsumura K., Terao Y. et Ota M. (1985).

Systematic approach to the control of an activated sludge wastewater treatment plant. Dans: Drake R.A.A. (Ed): *Instrumentation and Control of Water and Wastewater Treatment and transports Systems*, (Advances in Water pollution Control), 1985, pp. 661-664.

Hiraoka H.; Tsumura K.; Enbutsu I. et Yamamoto Y. (1988).

Computer-based filamentous microorganism identification support system. *International Workshop on Artificial Intelligence for Industrial Applications*, 1988.

Holmberg A. (1982).

Modelling of the activated sludge process for microprocessor-based state estimation and control. *Water Res.*, 16, pp. 1233-1246.

Jenkins W.O. et Jowitt P.W. (1987).

Expert systems in river basin management. *Civ. Engng Syst.*, 4, pp. 31-38.

Johnston D.M. (1985).

Diagnosis of wastewater treatment processes. *Computer Applications in Water Resources*, Proc. of the ASCE, Speciality Conf., 1985, pp. 601-610.

Jowitt P.W. (1984).

Risk analysis, fuzzy logic and river basin management. *Water Sci. Technol.*, 16, pp. 579-585.

Jowitt P.W.; Lumbers J.P.; Beck M.B. et Jenkins W.O. (1984).

Operational river water quality management. *Water Sci. Technol.*, 16, pp. 381-392.

Kock C.M. et Wankoff W. (1974).

An experiment in computer assisted control of the anaerobic digestion process at Philadelphia's northeast pollution control plant. Dans: *Proc. 47th Ann. Water Pollut. Control Fed. Conf.* October 1974.

Koskinen K. (1989).

Expert system as a top level controller for activated sludge process. *Water Sci. Technol.*, 21, pp. 1809-1812.

Lai W. et Berthouex P.M. (1990).

Testing expert system for activated sludge process control. *J. Environ. Eng.*, 116 (5), pp. 890-909.

Lapointe J.; Marcos B.; Veillette M.; Laflamme G. et Dumontier M. (1989).

BIOEXPERT - An expert system for wastewater treatment process diagnosis. *Computers Chem.Engng*, 13 (6), pp. 619-630.

Laukkanen R. et Pursiainen J. (1991).

Ruled-based expert systems in the control of wastewater treatment systems. *Water Sci. Technol.*, 24 (6), pp. 299-306.

Lavallée P. et Villeneuve J.P. (1988).

Le contrôle intégré des sources de pollution et les nécessités d'intervention pour le traitement des eaux usées à la CUQ. Dans: *Le programme d'assainissement des eaux usées de la CUQ - Communauté Urbaine de Québec - Projet: Stations de traitement des eaux usées.*

Lessard P. et Lavallée P. (1985).

Caractérisation des eaux usées de débordement de réseau unitaire. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 12, pp. 527-537.

Maeda K. (1984).

A Knowledge based system for the wastewater treatment process. Dans: *Proc. of the Ninth Triennial World Congress of IFAC*, 6, 1984, pp. 3251-3256.

Maeda K. (1985).

An intelligent decision support system for activated sludge wastewater treatment processes. Dans: *Instrumentation and Control of Water and Wastewater Treatment and Transport Systems, Proc. of the IAWPRC Workshops*, 1985, pp. 629-632.

Martel D. et Lessard P. (1991).

Modélisation dynamique de la performance d'un décanteur lamellaire. Comptes-Rendus du 14^e Symposium sur le Traitement des Eaux Usées, Montréal, Qc, Canada, (Novembre 1991), pp. 127-148.

Miyajima Y.; Katou T.; Inaba R.; Kobayashi S. et Ezure H. (1988).

A knowledge-base water purification control system. Dans: Proceedings of the International Workshop on Artificial Intelligence for Industrial Applications, IEEE, pp. 445-460.

Olsson G.; Rundqwist L.; Eriksson L. et Hall L. (1985).

Self tuning control of the dissolved oxygen concentration in activated sludge. Dans: Instrumentation and Control of Water and Wastewater Treatment and Transport Systems, Proc. of the IAWPRC Workshops, 1985, pp. 473-480.

Olsson G.; Stephenson J. et Chapman D. (1986).

Computer detection of the impact of hydraulic shocks on plant performance. Environmental Technology Letters, 58 (10), pp. 954-959.

PCRB, Le Consortium (1986).

Essais Pilotes, Procédé Biodrof: Station de Traitement des Eaux Usées. Projet 333, RP-39-29 (CUQ), décembre 1986, 83 p., 4 annexes.

Rittman B.E. (1989).

Mathematical Modelling of Fixed Film Growth. Dans: Dynamic Modeling and Expert Systems in Wastewater Engineering, Edited by Gilles Patry and David Chapman, Copyright 1989 by Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI 48118. Printed in U.S.A..

Rouse W.B. (1983).

Models of human problem solving: detection, diagnosis, and compensation for system failures. Automatica, 19 (6), pp. 613-625.

Stover E.L. et Campana C.K. (1991).

Computerized Biological Treatment Operational Process Control. *Water Sci. Technol.*, 24 (6), pp. 323-330.

Tong R.H.; Beck M.B. et Latten A. (1980).

Fuzzy control of the activated sludge wastewater treatment process. *Automatica*, 16, pp. 695-701.

ANNEXES

TABLE DES MATIERES

page

ANNEXE 1

UTILISATION DE LA MODÉLISATION QUANTITATIVE AU CONTROLE DES PROCÉDÉS BIOLOGIQUES

1. LE PROCÉDÉ PAR BOUES ACTIVÉES.....	ANNEXE-1 /1
1.1 Modélisation des boues activées.....	ANNEXE-1 /2
1.1.1 Modèles déterministes.....	ANNEXE-1 /2
1.1.2 Modèles statistiques autorégressifs.....	ANNEXE-1 /3
1.1.3 L'observabilité.....	ANNEXE-1 /3
1.2 Régulation des procédés par boues activées.....	ANNEXE-1 /6
2. LE PROCÉDÉ PAR BIOFILTRATION.....	ANNEXE-1 /8
2.1 Épuration biologique.....	ANNEXE-1 /9
2.1.1 Mécanismes de base de l'épuration biologique.....	ANNEXE-1 /10
2.1.2 Modélisation du biofilm.....	ANNEXE-1 /11
2.2 Filtration particulaire.....	ANNEXE-1 /14
2.2.1 Mécanismes de la filtration particulaire.....	ANNEXE-1 /14
2.2.2 Modélisation de la filtration particulaire.....	ANNEXE-1 /16
2.2.3 Modélisation de l'évolution temporelle des pertes de charge.....	ANNEXE-1 /19
2.3 Interaction entre l'épuration biologique et la filtration granulaire.....	ANNEXE-1 /19
2.4 Le contrôle du procédé biofiltration.....	ANNEXE-1 /20
3. BIBLIOGRAPHIE.....	ANNEXE-1 /21

TABLE DES MATIERES (suite)

Page

ANNEXE 2

DESCRIPTION OPÉRATIONNELLE DES COMPOSANTES DE BIOFILTRATION ET DE DÉCANTATION DE L'OUVRAGE D'ASSAINISSEMENT "STATION EST"

DESCRIPTION OPÉRATIONNELLE DES COMPOSANTES DE BIOFILTRATION ET DE DÉCANTATION DE L'OUVRAGE D'ASSAINISSEMENT "STATION EST"ANNEXE-2 /1

1. BIBLIOGRAPHIEANNEXE-2 /5

ANNEXE 3

ANALYSES D'ESSAIS PILOTES SUR LE PROCÉDÉ BIODROF^(R)

1. ANALYSES COMPLÉMENTAIRES DES ESSAIS PILOTES DE 1986.....ANNEXE-3 /1

1.1 Le programme d'échantillonnageANNEXE-3 /1

1.2 Considérations sur le choix des paramètres.....ANNEXE-3 /1

1.3 Choix des conditions d'opération.....ANNEXE-3 /2

1.4 Résultats des analyses complémentairesANNEXE-3 /5

1.4.1 Taux d'augmentation des pertes de chargeANNEXE-3 /6

1.4.2 Fraction passanteANNEXE-3 /13

2. AUTRES ANALYSES.....ANNEXE-3 /18

3. SYNTHÈSE DES DIFFÉRENTES ANALYSES SUR LES FACTEURS D'INFLUENCEANNEXE-3 /22

4. BIBLIOGRAPHIEANNEXE-3 /27

TABLE DES MATIERES (suite)

Page

ANNEXE 4

MÉTHODOLOGIE DE CONSULTATION DES EXPERTS DE LA BIOFILTRATION

1. IDENTIFICATION DES DONNÉES MANQUANTES.....ANNEXE-4 /1
2. CONSULTATION DES EXPERTSANNEXE-4 /3
 - 2.1 Comportement des paramètres en temps sec.....ANNEXE-4 /3
 - 2.2 Comportement des paramètres en période de perturbation.....ANNEXE-4 /9
 - 2.3 Rapport de consultation des expertsANNEXE-4 /12
3. BIBLIOGRAPHIE ANNEXE-4 /13

ANNEXE 5

INFLUENCE DES PERTURBATIONS SUR LES DIFFÉRENTS PARAMETRES PAR RAPPORT AU TEMPS SEC

TRAITEMENT DES EAUX USÉES PAR DÉCANTATION ET BIOFILTRATION

PARAMETRE DE LA DÉCANTATION

- Fraction passante au décanteur.....ANNEXE-5 /1
- Pourcentage de variation par rapport au temps sec
 - Temps de transition
 - Temps de recouvrement

TABLE DES MATIERES (suite)

Page

PARAMETRES DE LA BIOFILTRATION

Fraction passante au biofiltre ANNEXE-5 /15

- Pourcentage de variation par rapport au temps sec
- Temps de transition
- Temps de recouvrement

Taux d'augmentation des pertes de charges résiduelles ANNEXE-5 /29

- Pourcentage de variation par rapport au temps sec
- Temps de transition
- Temps de recouvrement

ANNEXE 6

OPÉRATION DE L'ASSIS

1. DONNÉES COMMUNES A LA PLANIFICATION ET L'ANALYSE

HISTORIQUEANNEXE-6 /1

1.1 Données sur la configuration du procédé.....ANNEXE-6 /2

1.1.1 Association d'un biofiltre à une batterie de
biofiltres.....ANNEXE-6 /2

1.1.2 Données sur les décanteurs primaires lamellairesANNEXE-6 /2

1.1.3 Données sur les biofiltresANNEXE-6 /2

1.1.4 Données sur la charge hydraulique maximale aux
décanteursANNEXE-6 /3

1.1.5 Données sur la vitesse de filtration maximale aux biofiltresANNEXE-6 /3

1.1.6 Données sur le temps de lavage des biofiltresANNEXE-6 /3

1.1.7 Données sur la charge hydraulique maximum aux décanteurs
secondaires tubulaires.....ANNEXE-6 /3

TABLE DES MATIERES (suite)

	Page
1.1.8	Données sur la concentration en MES des eaux de lavage à l'effluent des biofiltres.....ANNEXE-6 /3
1.1.9	Données sur la concentration en MES des eaux recirculées à l'effluent des décanteurs secondaires tubulairesANNEXE-6 /4
1.1.10	Données sur la charge hydraulique maximale à l'usine en période de vidange des réservoirs du réseau.....ANNEXE-6 /4
1.2	Données sur les connaissances expertes.....ANNEXE-6 /4
1.2.1	Données sur le degré d'influence des perturbations.....ANNEXE-6 /4
1.2.2	Données sur les temps de transition et de recouvrementANNEXE-6 /5
1.2.3	Données sur les influences des perturbations sur les concentration en MESANNEXE-6 /5
1.2.4	Données sur les concentrations en MES dans les réservoirs du réseau.....ANNEXE-6 /5
1.3	Données d'horlogeANNEXE-6 /6
2.	PLANIFICATION DES INTERVENTIONS.....ANNEXE-6 /6
2.1	Données requises à la planification.....ANNEXE-6 /6
2.1.1	Données sur les hydrogrammes et pollutogrammesANNEXE-6 /6
2.1.1.1	Données sur les hydrogrammes de temps de pluie.....ANNEXE-6 /6
2.1.1.2	Données sur l'importance de l'apport des hydrogrammes de temps de pluie des sous-bassins du bassin versantANNEXE-6 /7
2.1.1.3	Données de l'hydrogramme et le pollutogramme en temps sec.....ANNEXE-6 /7

TABLE DES MATIERES (suite)

	Page
2.1.2	Données initiales sur les contextes d'opération présent et passé.....ANNEXE-6 /7
2.1.3	Données sur les événements prévisibles.....ANNEXE-6 /8
2.1.4	Données sur les objectifs du contrôle.....ANNEXE-6 /8
2.1.4.1	Données sur les priorités des objectifs de contrôle.....ANNEXE-6 /8
2.1.4.2	Données sur les degrés d'importance des pertes de charge.....ANNEXE-6 /9
2.1.4.3	Donnée sur l'intervalle de temps avant une pluie où l'objectif est la maximisation de la disponibilité des équipements.....ANNEXE-6 /9
2.1.5	Données sur les stratégies de contrôle.....ANNEXE-6 /9
2.1.5.1	Données sur les contraintes des variables de contrôle.....ANNEXE-6 /9
2.1.5.2	Données sur l'intervalle de la mémoire à moyen terme de l'opérateur.....ANNEXE-6 /9
2.1.5.3	Données sur les pas de simulation.....ANNEXE-6 /10
2.1.5.4	Données sur les stratégies initiales de contrôle.....ANNEXE-6 /10
2.1.5.5	Données sur la valeur initiale du point de consigne sur les pertes de charge résiduelles.....ANNEXE-6 /10
2.1.5.6	Données sur la valeur initiale du point de consigne sur les débits recirculés des eaux de lavage.....ANNEXE-6 /10
2.2	Données produites par la planification.....ANNEXE-6 /10
2.2.1	Données sur les stratégies optimales de contrôle.....ANNEXE-6 /11

TABLE DES MATIERES (suite)

	Page
3. L'ANALYSE DES MODES DE COMPORTEMENT DU PROCÉDÉ ...ANNEXE-6 /11	
3.1 Données requises pour l'analyse des modes de comportement.....ANNEXE-6 /12	
3.1.1 Données sur les états mesurésANNEXE-6 /12	
3.1.1.1 Données sur les états mesurés à l'affluent de l'usine.....ANNEXE-6 /12	
3.1.1.2 Données sur les états mesurés aux décanteurs lamellairesANNEXE-6 /13	
3.1.1.3 Données sur les états mesurés aux décanteurs secondairesANNEXE-6 /13	
3.1.1.4 Données sur les états mesurés aux biofiltresANNEXE-6 /14	
3.1.1.5 Données sur les états des pertes de charge aux biofiltresANNEXE-6 /14	
3.1.2 Données sur les seuils des écarts mesurables.....ANNEXE-6 /15	
3.1.2.1 Données sur les seuils des écarts à l'affluent de l'usine.....ANNEXE-6 /15	
3.1.2.2 Données sur les seuils des écarts aux décanteurs lamellairesANNEXE-6 /15	
3.1.2.3 Données sur les seuils des écarts mesurables aux décanteurs secondaires.....ANNEXE-6 /15	
3.1.2.4 Données sur les seuils des écarts aux biofiltresANNEXE-6 /16	
3.1.2.5 Données sur les seuils des écarts du bilan des cycles de lavage et de filtration des biofiltresANNEXE-6 /16	

TABLE DES MATIERES (suite)

	Page
3.1.3 Données sur les règles de diagnostic (écarts modèles).....	ANNEXE-6 /17
3.1.3.1 Données sur les écarts modèles à l'affluent de l'usine.....	ANNEXE-6 /17
3.1.3.2 Données sur les écarts modèles aux décanteurs lamellaires	ANNEXE-6 /17
3.1.3.3 Données sur les écarts modèles aux décanteurs secondaires	ANNEXE-6 /18
3.1.3.4 Données sur les écarts modèles aux biofiltres	ANNEXE-6 /18
3.1.3.5 Données sur les écarts modèles du bilan des cycles de lavage et de filtration des biofiltres	ANNEXE-6 /19
3.1.3.6 Données sur les écarts observables	ANNEXE-6 /19
3.2 Données produites de l'analyse des modes de comportement	ANNEXE-6 /19
3.2.1 Données sur les modes de comportement du procédé	ANNEXE-6 /20

LISTE DES FIGURES

	page
Figure A2.1: Schéma d'écoulement de la "Station Est" (CUQ).....	ANNEXE-2 /1
Figure A3.1: Évolution type des pertes de charge en fonction des charges captées en MES au cours d'un cycle de filtration.....	ANNEXE-3 /9

LISTE DES TABLEAUX

	page
Tableau A2.1:	Étape d'un cycle de lavage du biofiltreANNEXE-2 /4
Tableau A3.1:	Ensemble des conditions d'opération influençant les performances des composantes de la décantation et de la biofiltration de l'ouvrage d'assainissement "Station Est" de la CUQ.....ANNEXE-3 /3
Tableau A3.2:	Taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles en temps sec (essais pilotes, 1986).....ANNEXE-3 /7
Tableau A3.3:	Taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles en temps de pluie (essais pilotes, 1986).....ANNEXE-3 /12
Tableau A3.4:	Taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles dans des conditions autres qu'en temps sec et de pluie (essais pilotes, 1986).....ANNEXE-3 /14
Tableau A3.5:	Fraction passante au biofiltre en période de temps sec (essais pilotes, 1986).....ANNEXE-3 /15
Tableau A3.6:	Fraction passante au biofiltre en temps de pluie (essais pilotes, 1986).....ANNEXE-3 /17
Tableau A3.7:	Synthèse des facteurs influençant l'efficacité de l'enlèvement des MES et de l'évolution des pertes de chargeANNEXE-3 /23
Tableau A4.1:	Paramètre de la fraction non-décantée aux décanteurs lamellairesANNEXE-4 /5
Tableau A4.2:	Fraction passante en MES aux biofiltresANNEXE-4 /7
Tableau A4.3:	Paramètres des pertes de charge aux biofiltres.....ANNEXE-4 /8

ANNEXE 1

**UTILISATION DE LA MODÉLISATION QUANTITATIVE
AU CONTRÔLE DES PROCÉDÉS BIOLOGIQUES**

ANNEXE 1

UTILISATION DE LA MODÉLISATION QUANTITATIVE AU CONTRÔLE DES PROCÉDÉS BIOLOGIQUES

L'approche quantitative du contrôle optimal utilise des modèles mathématiques de type conventionnel. Ces modèles simulent les comportements dynamiques et optimisent les stratégies de contrôle. Cependant, sans vouloir leur enlever de la valeur, il faut retenir que ce sont là uniquement des représentations symboliques incomplètes des comportements dynamiques réels des procédés modélisés.

Par exemple, ces modèles ne tiennent pas compte de variables telles que l'odeur ou la couleur. De plus, ils peuvent établir trop peu de liens directs avec les mesures de variables effectuées en temps réel. En d'autres termes, les modèles sont incomplets puisqu'ils ne peuvent donner un sens à tous les renseignements disponibles.

Les sections suivantes présentent l'état des connaissances en regard de la modélisation quantitative et du contrôle des procédés de traitement par boues activées et par biofiltration. Cet état des connaissances montrent que les modèles existants sont très difficiles à utiliser, parfois inutilisables, à des fins de contrôle.

1. LE PROCÉDÉ PAR BOUES ACTIVÉES

Le réacteur aux boues activées est un vase de culture bactérienne fonctionnant en continu. Les eaux urbaines décantées fournissent toutes les matières nutritives nécessaires, y compris l'azote et le phosphore, et les boues recirculées assurent une abondance de micro-organismes. Le milieu étant suffisamment oxygéné, il s'y établit une flore bactérienne aérobie. Grâce à leurs enzymes, ces bactéries solubilisent les matières colloïdales et utilisent les matières organiques solubles soit pour se procurer, par oxygénation, l'énergie nécessaire, soit pour assurer leur croissance.

1.1 Modélisation des boues activées

Il existe différents types de modèles conventionnels qui explorent les comportements dynamiques de l'usine. Ils sont de type déterministe ou de type statistique. L'approche déterministe utilise à la fois les données à l'affluent et à l'effluent, ainsi que les données internes en usine. L'approche statistique (de type autorégressif), contrairement à l'approche déterministe, ne cherche pas à comprendre les comportements dynamiques de l'usine mais plutôt à créer un lien entre les données à l'affluent et à l'effluent.

1.1.1 Modèles déterministes

Les modèles de représentation par espaces d'états sont utilisés depuis une vingtaine d'années pour décrire les comportements dynamiques des procédés de traitement des eaux usées. Il y a une abondante littérature concernant la structure de ces modèles qui s'adressent plus particulièrement au traitement par boues activées (Busby et Andrews, 1975; Keyes et Asano, 1975; Ekama et Marais, 1979; Warner et al., 1986; Dold et Marais, 1986; IAWPRC, 1986). Ces modèles reposent sur l'équation cinétique de Monod pour prédire la croissance de la biomasse.

La structure de ces modèles n'a pas beaucoup évolué depuis leur apparition. On enregistre donc peu de progrès dans les travaux concernant l'identification des processus de ce type de système de traitement (Beck, 1986). La plupart des concepts élaborés dans les travaux initiaux sont incorporés sans grand changement structurel dans un modèle (IAWPRC, 1986) qui répond à un certain consensus général sur sa capacité de représenter globalement le processus.

Ce modèle est un ensemble complexe d'hypothèses dont plusieurs sont spéculatives. Les variables d'états, représentant la biomasse et l'environnement physico-chimique, sont subdivisées en sous-variables d'états non-observables. En conséquence, ce type de modèle soulève un problème d'*observabilité* (Beck, 1986). Ce modèle est incapable de suivre tous les comportements observés en ce qui concerne la dégradation des déchets carboniques. Il a toutefois plus de succès dans la description de la nitrification (les substrats de la biomasse associée à la nitrification sont mesurables en plus d'être moins variables) et dans la dynamique du taux de consommation en oxygène (Dold et Marais, 1986; Beck, 1986).

Le problème de l'incertitude est étroitement lié à celui de l'identification comme on le rencontre dans toutes les sciences de l'environnement en général (Jowitt, 1984; Jowitt *et al.*, 1984; Beck, 1984). Le cas du traitement des eaux usées n'y fait pas exception et ce problème est identifié pour tous les procédés (Beck, 1986).

1.1.2 Modèles statistiques autorégressifs

Une forme de représentation des comportements dynamiques peut être basée sur une description en temps discret des interactions entre les variables d'entrée et de sortie du procédé (affluent et effluent de l'usine).

Ces méthodes d'identification sont bien adaptées pour décrire des comportements dynamiques linéaires. Elles peuvent représenter des comportements faiblement non-linéaires en utilisant des opérations d'estimation récursives des paramètres. Cependant, il est à souligner que les procédés de traitement biologique ont un comportement fortement non-linéaire.

Les modèles statistiques autorégressifs furent utilisés pour la description des comportements dynamiques des boues activées (Bertouex *et al.*, 1985; Hiraoka *et al.*, 1985), des décanteurs secondaires (Olsson et Chapman, 1985), et de l'oxygène dissous dans le réacteur biologique (Olsson *et al.*, 1985).

Ces modèles sont facilement mis en application mais on s'aperçoit qu'ils peuvent être utilisés pour des prédictions à court terme seulement. De plus, ils ne révèlent rien sur l'état de l'activité de la biomasse à moins d'être utilisés en conjonction avec des protocoles complexes d'analyse de la description externe pour inférer sur la nature de la dynamique du vecteur d'état (Beck, 1986).

1.1.3 L'observabilité

Le problème de l'observabilité apparaît lorsque dans la modélisation d'un système, on utilise un plus grand nombre de variables descriptives que celles qui sont mesurables en temps réel.

Ce problème est fortement lié à la disponibilité d'instruments fiables de mesure de l'état et de l'activité de la biomasse, et constitue le facteur dominant dans le développement de modèles plus adéquats de ces procédés.

L'observabilité est obtenue non pas directement de la précision des mesures des instruments mais indirectement à partir de résultats de programmes de calcul souvent complexes et comportant un lourd contenu d'incertitudes. La stratégie adoptée consiste à déterminer les variables qui peuvent être mesurées avec fiabilité, à explorer en détail le type d'information que l'on peut reconstruire à l'aide de ces variables et compenser pour les erreurs aléatoires et systématiques, cette compensation faisant partie de la fonction de traitement de l'information.

Une méthode qui connaît un certain succès pour la reconstruction de l'état d'activité de la biomasse est celle basée sur le taux de consommation en oxygène (OUR) (Holmberg, 1982; Olsson, 1985; Olsson et al., 1985; Holmberg et Olsson, 1985; Goto et Andrews, 1985). Les instruments de mesure de l'oxygène dissous sont fiables. Dans les procédés de traitement aérobie, la dynamique de l'oxygène dissous peut être observée en continu avec peu d'erreur. Les incidences dynamiques de la consommation en oxygène sont intimement liées à l'activité de la biomasse et, par conséquent, aux processus de dégradation des substrats organiques. De plus, la concentration en oxygène dissous s'avère facile d'interprétation. La reconstruction de l'état de l'activité suit un processus en trois étapes:

- l'estimation du taux de transfert de l'oxygène (OTR);
- le transfert de l'état soluble à l'état gazeux dans le but d'identifier le taux de consommation d'oxygène (OUR);
- enfin, le taux de consommation d'oxygène ainsi obtenu sert à reconstituer la biomasse et les substrats organiques.

Chaque étape requiert l'ajout d'une nouvelle hypothèse ou nécessite l'observation d'une variable supplémentaire afin d'éviter l'impasse du problème de l'observabilité.

D'autres méthodes plus sophistiquées utilisent la puissance de calcul des outils informatiques. Ces méthodes d'estimation font généralement appel à l'estimation récursive par moindres carrés et au filtre de Kalman (Holmberg, 1981; Beck, 1981; Howell, 1981; Olsson, 1985; Holmberg et Olsson, 1985), mais elles n'ont pas montré leur efficacité pour la détection des changements rapides de l'activité de la biomasse. Par contre, elles ont démontré une efficacité relative à s'adapter aux lentes évolutions des paramètres et des variables d'état.

La détection et le diagnostic de perturbations offrent une alternative intéressante au problème de "l'observabilité". Dans le domaine du traitement des eaux usées, différentes approches ont été proposées (Beck, 1981; Dochain et Rittman, 1984; Stehfest, 1984; Olsson *et al.*, 1986) et sont basées sur l'estimation récursive des paramètres dont les variations observées seront l'indication d'une perturbation. Par exemple, on a utilisé la détection des variations des paramètres d'un modèle de décanteur secondaire pour diagnostiquer la détérioration des propriétés de sédimentation des boues (Stehfest, 1984; Olsson et Chapman, 1985).

Il existe un lien intrinsèque entre le problème de la détection et du diagnostic des perturbations et le problème de l'estimation des valeurs des paramètres du modèle. Ainsi, avant d'estimer les paramètres du modèle, on peut détecter et diagnostiquer les perturbations pour en connaître l'ampleur. Tel que proposé jusqu'à maintenant, la détection et le diagnostic des perturbations est un processus du traitement de l'information en trois phases: l'observation des mesures, l'estimation des paramètres et enfin la détection et le diagnostic d'une perturbation. Ce processus pourrait tout aussi bien se dérouler comme suit: l'observation des mesures, la détection et le diagnostic des perturbations et l'estimation des paramètres du modèle. La fonction diagnostic obtient alors préséance sur l'estimation des paramètres du modèle et cette dernière n'est plus exécutée par rétroaction mais par anticipation. Le diagnostic d'une perturbation correspond à un problème d'inférence de nouvelles valeurs de paramètres du modèle (Beck, 1985; Beck, 1986). En somme, il s'agit d'accorder, pour chaque contexte d'opération de l'usine, des valeurs de paramètres qui ont été validées en situation réelle.

1.2 Régulation des procédés par boues activées

Actuellement, le principal objectif fixé à l'opérateur est essentiellement de stabiliser les conditions internes de l'usine afin de maintenir un environnement constant de la biomasse. Ce contrôle est nécessaire afin de respecter les conditions d'exploitation déterminées par les critères de conception des usines. Par exemple, pour les usines de traitement par boues activées, cet objectif se traduit: 1) par la régulation à un niveau constant de la biomasse dans le réacteur et le décanteur en effectuant une purge appropriée des boues, 2) par une interaction constante entre les substrats et la masse biologique à l'aide de la charge recirculée, et 3) par le maintien de la constance de l'environnement dans le réacteur à l'aide de l'oxygène dissous. L'application pratique des approches issues de la théorie du contrôle n'a pas suscité d'intérêt chez les exploitants de ces usines principalement à cause des contraintes physiques auxquelles ces procédés sont assujettis (Beck, 1986).

Les régulateurs conventionnels de type "proportionnel intégral (PI)" et "proportionnel intégral dérivé (PID)" sont depuis longtemps utilisés avec succès dans les usines de traitement et une abondante littérature existe sur le sujet (Olsson, 1980; Tanuma, 1980). Ces régulateurs permettent au moins de régulariser le débit, la concentration en oxygène et le niveau des boues dans le décanteur.

Les études récentes démontrent qu'une bonne partie de l'attention des chercheurs est encore portée vers une recherche visant à stabiliser l'opération des usines plutôt que vers le développement de méthodes permettant de l'adapter à différents objectifs en fonction des caractéristiques des effluents après le traitement.

Dold et al., (1985) proposent la régulation des débits à l'affluent pour réduire les actions sur les régulateurs de l'usine afin de respecter les conditions d'opération fixées lors de la conception.

Olsson et al. (1985) ont mis au point un régulateur "PI" autoadaptif de la concentration en oxygène dissous au moyen d'un modèle statistique autorégressif visant à réduire les coûts de l'alimentation en air. Le modèle permet d'estimer le taux de transfert de l'oxygène (OTR) et le taux de consommation en oxygène (OUR). Ce régulateur a été testé et implanté en situation réelle. Le développement de ce régulateur répond au désir de

réduire le décalage entre la concentration réelle et le point de consigne. Marsili-Libelli *et al.* (1985) ont proposé un régulateur similaire.

Olsson *et al.* (1986) ont suggéré différentes configurations des déversoirs au décanteur secondaire. Ces configurations permettent de réduire les fluctuations à l'effluent imputables aux impacts hydrauliques à l'affluent et de ceux des charges organiques recirculées.

D'autres chercheurs (Sinsic et Bailey, 1978; Yeung *et al.*, 1980) ont proposé une régulation périodique optimale de la distribution des charges hydrauliques à l'affluent et des charges organiques recirculées au réacteur compartimenté. Cette stratégie a pour but d'absorber les fluctuations périodiques journalières du débit et des concentrations en matières organiques à l'affluent. Dans le même axe de recherche, Marsili-Libelli (1982) a proposé un régulateur périodique des charges recirculées. Ces cheminements proposés recherchent, à l'aide de modèles, une fonction de régulation qui minimise les coûts du contrôle tout en respectant les concentrations désirées en biomasse dans le réacteur et celles des rejets à l'effluent. Ce type de contrôle en situation réelle, qui n'a jamais connu d'application, correspond à l'implantation de boucles ouvertes de régulation sans lien direct avec des mesures de qualité à l'effluent.

Ces types de contrôle autoadaptatif ne contreviennent pas à l'évolution de l'activité biologique du procédé. Ils font en sorte de garder statique l'environnement de la biomasse sans vouloir modifier son comportement. Ainsi, l'objectif principal n'est pas toujours orienté vers le contrôle de l'effluent mais s'isole dans le maintien des conditions internes.

Dans le cas du contrôle autoadaptatif de l'oxygène dissous, le régulateur s'adapte au changement du comportement de cette masse sans attaquer sa nature évolutive. La caractéristique adaptative du régulateur est en outre exploitée pour identifier le comportement du procédé. Si une forme de contrôle doit s'adapter à la variabilité de l'activité de la biomasse, il apparaît évident qu'elle devra être implantée pour faire varier les points de consigne des boucles de régulation. Très peu de chercheurs ont adopté cette perspective, mais notons cependant des essais dans cette direction. Cheruy *et al.* (1983), ont proposé un contrôle adaptatif stochastique où les interactions entre substrats et biomasse sont modélisées sous la forme de trois modèles linéaires pour chaque région de l'espace

d'états (3 modèles x 3 régions). A chaque pas d'échantillonnage, une probabilité d'appartenance du vecteur d'état à une région est calculée à partir d'un filtre de Kalman et de la règle de Bayes; ce dernier résultat sert aux calculs des points de consigne de la charge recirculée et du taux de rejet des boues. Yust *et al.* (1984) ont proposé d'utiliser la boucle de contrôle de l'oxygène dissous pour obtenir une estimation du taux de la consommation en oxygène (OUR) lequel est utilisé en cascade pour calculer un point de consigne de la boucle de régulation de la concentration de la biomasse. Marsili-Libelli (1984) a proposé d'utiliser la concentration en oxygène dissous pour générer une estimation du taux de consommation en oxygène (OUR), lequel est utilisé pour calculer les concentrations des substrats et de la masse biologique; les estimations ainsi obtenues servent au contrôle des charges recirculées.

2. LE PROCÉDÉ PAR BIOFILTRATION

Parmi les procédés susceptibles d'être adaptés à la fois aux caractéristiques des eaux usées domestiques du Québec et à son climat (Meunier et Grenier, 1986; Prévost, 1986; Payraudeau *et al.*, 1989), et d'être également en mesure de produire un effluent conforme aux normes de rejets visés suite à un traitement secondaire, les procédés de biofiltration se sont vu accorder une place enviable dans plusieurs municipalités Québécoises (Brouard, 1992).

Le procédé de biofiltration est relativement récent (Divet, 1984; Gaid *et al.*, 1982; Léglise *et al.*, 1980). C'est un procédé largement utilisé en Europe et considéré comme innovateur aux États-Unis (Stensel *et al.*, 1988) et au Japon (Takasaki *et al.*, 1990). Sa première mise en application au Québec est des plus récente (Kantardjieff, 1989). Au Québec, on distingue trois principaux procédés de biofiltration: le BIOFOR^(R)¹, le BIODROF^(R) et le BIOCARBONE^(R). Les différences entre ces procédés se situent principalement au niveau des sens d'écoulement de l'air et de l'eau, ainsi qu'au niveau des dispositifs d'injection ou de soutirage d'air (Amar *et al.*, 1984; Divet, 1984; Mecrin *et al.*, 1989; Meunier et Grenier, 1986; Partos *et al.*, 1985).

1 (R) = marque de commerce.

La biofiltration est un procédé d'épuration qui peut être utilisé pour diverses applications tels le traitement secondaire et tertiaire des eaux usées domestiques (Desbos *et al.*, 1990; Dillon et Thomas, 1989; Mange et Gros, 1990; Payraudeau *et al.*, 1989; Rogalla *et al.*, 1990), industrielles (Seyfried et Austermann-Haun, 1990) et comme prétraitement des affluents d'usine d'eau potable (Takasaki *et al.*, 1990).

Les données actuelles concernant ces procédés sont encore fragmentaires (Pujol, 1989) et l'information sur les critères de conception et de performances reste limitée (Stensel *et al.*, 1988) et ces critères sont le plus souvent empiriques (Arvin et Harremöes, 1989). Plusieurs des mécanismes qui permettent d'assurer les fonctions de la biofiltration sont encore peu connus (Rittmann, 1989; Arvin et Harremöes, 1989).

Un filtre biologique réalise deux fonctions dans un même réacteur. La première est l'élimination par voie biologique de la pollution soluble biodégradable par l'intermédiaire d'une biomasse aérobie fixée sur un support granulaire. La deuxième permet l'élimination de la pollution particulaire. La biofiltration des eaux usées induit un colmatage plus ou moins rapide qui occasionne des pertes de charge à travers le milieu filtrant. Lorsque ces pertes de charge atteignent un maximum, un lavage hydropneumatique est nécessaire afin de nettoyer le milieu.

Les prochaines sections présentent une revue de la littérature de l'état des connaissances quantitatives sur les mécanismes régissant les processus d'épuration biologique et d'enlèvement de la matière particulaire.

2.1 Épuration biologique

En biofiltration, l'enlèvement de la pollution soluble biodégradable s'effectue par l'intermédiaire d'une biomasse fixée (biofilm) sur un support granulaire fin.

Le biofilm est une matrice plus ou moins homogène, de plusieurs dizaines de micromètre d'épaisseur, constituée de microorganismes et de polymères. Ces microorganismes, fixés sur un support, se nourrissent de la matière organique présente dans les eaux usées. Afin d'assurer cette biodégradation de la matière, l'eau usée et l'oxygène doivent entrer en contact avec le biofilm.

2.1.1 Mécanismes de base de l'épuration biologique

Pour tous les biofilms, l'utilisation et la diffusion des substrats organiques s'effectuent simultanément pour créer un profil des concentrations des substrats dans le biofilm (Rittman, 1989). L'absorption de l'oxygène s'effectue également par diffusion (Vasel et Schrobiltgen, 1991).

De manière à maintenir les substrats disponibles aux populations microbiennes du biofilm, le transport de la matière organique doit s'effectuer de l'eau usée vers le biofilm. Ce transport, qui dépend des gradients de concentration entre le biofilm et le liquide mobile, s'effectue par diffusion à travers une couche d'eau immobile située à la surface du biofilm.

L'utilisation des substrats organiques s'effectue par les activités cataboliques des populations microbiennes aérobies. Ces populations transforment les éléments organiques à structures complexes en éléments à structure de plus en plus simple. Une fraction de la matière organique est convertie en nouvelle biomasse et une autre est oxydée pour fournir l'énergie indispensable à cette synthèse. Ce processus nécessite un apport en oxygène dissous pour oxyder de la matière organique.

La vitesse d'épuisement des substrats organiques et la croissance du biofilm sont limitées à la fois par la diffusion moléculaire vers et à l'intérieur du biofilm, et par les cinétiques enzymatiques d'utilisation des substrats. Elles peuvent aussi être limitées soit par la concentration en matière organique disponible ou par celle de l'oxygène disponible.

La croissance du biofilm s'effectue dans la direction opposée au support. Des couches de cellules se construisent les unes sur les autres. Les cellules se retrouvant de plus en plus éloignées de la couche superficielle du biofilm entrent plus difficilement en contact avec la matière organique de l'eau usée et l'oxygène. Des conditions anaérobies peuvent s'installer et augmenter la proportion des microorganismes dans la phase endogène. Une partie du biofilm peut se détacher du support sur lequel il était fixé.

2.1.2 Modélisation du biofilm

Un certain nombre de modèles théoriques a été proposé pour modéliser les mécanismes d'enlèvement des substrats solubles sur par culture fixée (Arvin et Harremöes, 1989; Cazelles et Bacquet, 1989; Grasmick et al., 1979a; Grasmick et al., 1979b; Lee et Stensel, 1986; Sarner, 1986; Rittman, 1989).

En général, ces modèles proposent trois types de relations pour décrire les mécanismes d'enlèvement des matières organiques solubles. Le premier type décrit l'utilisation et la diffusion des substrats à l'intérieur du biofilm. Le deuxième décrit le flux de substrats dans la couche immobile à l'interface liquide-biofilm. Enfin, le troisième décrit l'accumulation (la croissance) de biofilm dans le réacteur.

Beck et Lessard (1987) et Rittmann (1989) ont effectué une revue de la littérature sur la modélisation des métabolismes bactériens en milieu fixé. Ils en ont dégagé les observations suivantes:

- aucun des modèles théoriques proposés n'est capable de décrire complètement:
1) les mécanismes de transport dans la phase liquide et à l'interface liquide-biomasse fixée; 2) la caractérisation de la biomasse fixée en termes d'épaisseur, de densité et de composition; 3) les mécanismes de transport et de réaction à l'intérieur de cette biomasse. Or, la connaissance de ces aspects est considérée comme nécessaire à une modélisation adéquate du comportement de la biomasse;
- bien que les modèles disponibles soient d'un degré de complexité élevé, il subsiste un lourd contenu d'incertitude. De plus, il est fait mention que d'importantes plages de recherche ont été négligées rendant ainsi l'exercice de la modélisation encore plus délicat et laborieux;
- il sera probablement très ardu de développer un modèle adéquat étant donné la complexité des phénomènes observés dans la biofiltration;

- les modèles proposés sont le résultat d'importantes simplifications et ils sont limités dans leur utilisation à des systèmes bien spécifiques, caractérisés par la configuration du réacteur, la population microbienne, les expressions cinétiques et le registre des concentrations en substrats pour lesquels ces systèmes ont été conçus;
- les simplifications apportées aux modèles permettent de représenter seulement les mécanismes d'enlèvement des substrats solubles; les mécanismes de croissance et de perte de la biomasse fixée sont négligés;
- les solutions numériques des modèles sont difficiles à obtenir; par ailleurs, les constantes de temps caractérisant les différents processus sont d'ordres différents, et cela engendre des instabilités numériques dans les processus de convergence;
- les modèles dynamiques spécifiques à des cultures fixes sur des lits ruissellants (procédés similaires au "BIODROF^(R)") sont presque inexistantes en dépit de l'intérêt croissant de leur utilisation dans le traitement des eaux usées. Les raisons invoquées pour expliquer cette rareté sont: 1) la difficulté de modéliser le comportement de la biomasse fixée; 2) une croyance générale en la stabilité relative et en la bonne performance de ces procédés; 3) et le manque de possibilité d'un contrôle interne. L'opérateur en est réduit à la seule possibilité d'observer la qualité à l'effluent et doit se limiter à l'utilisation de modes de contrôles externes comme le changement de la charge hydraulique, la variation de l'aération et la recirculation de l'effluent si la configuration du procédé le permet. Même si les problèmes de la modélisation déterministe sont énormes, l'alternative des modèles basés sur des séries temporelles n'a pas été proposée à cause probablement du manque inhérent de possibilités de contrôle.

Beck et Lessard (1987) en viennent aux conclusions suivantes:

- la modélisation dynamique des procédés sur culture fixe est encore à l'état embryonnaire en comparaison de la modélisation des boues activées;
- il n'existe pas de modèle complet et fiable qui pourrait jouer un rôle similaire au modèle IAWPRC proposé pour les boues activées;

- certains modèles semblent prometteurs; ils sont par contre incomplets et devront être évalués expérimentalement.

Rittman (1989) ajoute que même si les mécanismes de base du comportement du biofilm sont identifiés, il reste que beaucoup d'aspects doivent encore être abordés tels que:

- les changements dans les valeurs des paramètres cinétiques des modèles suite à des variations à long terme de conditions environnementales (variations saisonnières, ...);
- la détermination des différentes espèces de microorganismes du biofilm et leur gradient de localisation dans le réacteur (notons quelques investigations récentes en ce sens: (Bacquet *et al.* 1989; Pujol, 1989));
- les changements à court terme des paramètres cinétiques en réponse à des déversements inhibiteurs.

Il note la difficulté de l'application des modèles dynamiques à des fins de contrôle des procédés de biofiltration. A son avis, ces modèles pourront être appliqués lorsque:

- de nouveaux instruments de mesure permettront de mieux observer le comportement du biofilm; et,
- une meilleure compréhension quantitative, des aspects encore inexplorés, sera acquise.

Selon lui, les impacts sur les valeurs des paramètres cinétiques, de la présence de substances inhibitrices ou dus à des variations de l'écologie microbienne, peuvent être décrit d'une façon empirique. Il conclut que le développement de système experts, qui modéliseraient ces connaissances empiriques, pourraient interagir avec les modèles. Ces systèmes constitueraient un moyen d'en arriver à une implantation d'un contrôle en temps réel des procédés de biofiltration.

2.2 Filtration particulaire

L'enlèvement de la pollution particulaire dans un biofiltre s'effectue par l'intermédiaire d'un matériau granulaire spécifique permettant la rétention d'une partie des matières en suspension par un effet de filtration. L'eau chargée en particules doit, par écoulement, traverser le milieu filtrant. Cette méthode est particulièrement répandue en traitement de l'eau potable. Son utilisation s'est vue popularisée dans le domaine du traitement des eaux usées par différentes adaptations.

En biofiltration, l'écoulement peut être ascendant (procédé BIOFOR^(R)) ou descendant (procédés BIOCARBONE^(R) et BIODROF^(R)). Les biofiltres fonctionnent soit en milieu submergé (BIOCARBONE^(R) et BIOFOR^(R)), soit en milieu dit sec ou ruissellant (BIODROF^(R)). L'écoulement de l'eau est accompagné d'une aération par l'intérieur du milieu filtrant. L'écoulement de l'air est soit à contre-courant (BIOCARBONE^(R)), soit à co-courant (BIOFOR^(R), BIODROF^(R)) de l'écoulement de l'eau. La granulométrie demeure spécifique aux différents biofiltres sur le marché et le diamètre des grains se situe entre 2 et 6 mm. Le type de matériau retenu est généralement une argile expansée, souvent appelé BIOLITE^(R) (Degrémont) ou BIODITE^(R) (Cotu).

2.2.1 Mécanismes de la filtration particulaire

Différents mécanismes d'enlèvement de la matière particulaire prennent place en filtration granulaire. Ces mécanismes sont principalement documentés pour les applications en eau potable (Chiang et Tien, 1985; O'Melia, 1985; Letterman, 1987; Amirtharajah, 1988); ils le sont très peu en biofiltration (Bouwer, 1987; Arvin et Harremoes, 1989).

Des mécanismes de filtration en surface et en profondeur limiteraient la migration des particules dans un milieu poreux (McDowell-Boyer *et al.*, 1986). La filtration en surface s'affectue en gâteau et par coincement. Celle en profondeur s'effectue principalement par sédimentation, par diffusion et dans une moindre mesure par interception (Amirtharajah, 1988).

Ces mécanismes sont gouvernés principalement par la taille des particules contenues dans l'eau et par la taille du milieu filtrant et des pores. Ces mécanismes ont une influence sur les configurations de dépôt, sur la perméabilité du milieu, et conséquemment, sur les pertes de charges induites.

La formation de gâteau en surface du lit apparaît lorsque la taille des particules est supérieure ou égale à la taille des grains du milieu filtrant. Une accumulation importante des particules peut être observée, amenant une réduction de la perméabilité. Des particules plus petites peuvent alors être enlevées par ce mécanisme.

Les particules de plus petite dimension peuvent être enlevées par coincement dans les espaces poreux de petite dimension. Le plus souvent le coincement est observé près de la surface du milieu filtrant et n'aurait que peu d'effet sur la diminution de la perméabilité.

L'enlèvement des particules à l'intérieur des pores est accompli par les mécanismes de transport qui amènent les particules dans le courant du fluide près de la surface des grains. Les forces de London-van der Waals et celles causées par des interactions électrostatiques ou chimiques de surface permettent la capture et l'attachement aux grains du milieu filtrant.

Les principaux mécanismes de transport de l'enlèvement en profondeur sont la diffusion et la sédimentation. La diffusion est le transport résultant du mouvement Brownien des particules bombardées par les molécules d'eau. C'est un mécanisme qui prend toute son importance pour les particules dont les dimensions sont inférieures à un (1) micromètre. Le mécanisme de sédimentation est attribuable à la force de gravité et devient de plus en plus important pour les particules de dimensions plus grande que cinq (5) micromètres. En traitement de l'eau potable, la combinaison de ces deux mécanismes résulte en une efficacité minimale d'enlèvement en termes de transport pour des particules de dimension de un (1) micromètre (Yao et al., 1971).

Le mécanisme d'interception apparaît quand les particules en mouvement sont suffisamment près des grains pour permettre la capture. Ce mécanisme est de plus en plus considéré comme une condition frontière entre la sédimentation et la diffusion (Amirtharajah, 1988).

Les particules enlevées par les mécanismes de la filtration s'accumulent sur les grains et réduisent la porosité du milieu filtrant. Si la vitesse superficielle de filtration est constante, la vitesse à l'intérieur des pores augmente. Cette augmentation de la vitesse résultera en

une augmentation des forces de cisaillement sur les particules déposées. Quand ces forces égaleront les forces d'adhésion, les particules seront décrochées et se déposeront plus en profondeur dans le filtre ou seront évacuées.

2.2.2 Modélisation de la filtration particulaire

Très peu d'études ont été entreprises en regard de l'enlèvement des matières particulaires dans les filtres biologiques (Särner, 1986; Bouwer, 1987).

En ce qui a trait à la modélisation de ce processus notons que Bouwer (1987) utilisa une approche similaire à l'approche trajectoire décrit ci-après dans le domaine du traitement de l'eau potable.

En traitement de l'eau potable, deux approches de modélisation servent à décrire les mécanismes de transport, de capture et de décrochage de la filtration granulaire soit l'approche **phénoménologique** et l'approche **trajectoire** (Amirtharajah, 1988).

L'approche phénoménologique

L'approche **phénoménologique** tente de décrire les changements de concentration des particules dans le milieu filtrant. C'est fondamentalement une approche macroscopique basée sur des équations de bilan de masse. Ces équations peuvent être exprimées sous la forme suivante:

taux de changement dans un élément de volume =
transport + accumulation,

et, lorsque les grains sont de dimension uniforme, mathématiquement se réduisent sous la forme suivante après intégration sur la hauteur du filtre:

$$C = C_0 e^{-fz}, \quad (A1-1)$$

où

f	= le coefficient de filtration;
C_o	= la concentration à l'affluent du filtre;
z	= la hauteur du filtre;
C	= la concentration à la hauteur z .

Le profil de concentration est logarithmique à l'intérieur du filtre. Le coefficient de filtration est fonction du temps et dépend du coefficient initial de filtration f_o et de la masse de solides déposées sur les grains par unité de volume du filtre g . En général la plupart des équations proposés pour décrire ce coefficient peuvent être réduites sous une formulation générale (Ives, 1982; Adin et Redhun, 1977; Horner et al., 1986).

Adin et redhun (1977) ont incorporé dans leur théorie phénoménologique de la filtration un terme de décrochage dans leurs équations du modèle. Ce terme est en relation avec la perte de charge à travers le filtre.

Nassar et al. (1986) proposent une modélisation stochastique du processus de filtration. Dans leur étude le milieu filtrant est divisé en compartiments dans la direction de l'écoulement. Les paramètres du modèle doivent être calés avec des données expérimentales.

La présente approche exige donc des montage pilotes afin de déterminer les différents paramètres nécessaires à la modélisation.

La grande faiblesse de cette approche réside dans son manque de généralité à des fins de prédiction lorsqu'appliquée dans différentes combinaisons eau-procédé de filtration. Elle ne fournit pas non plus une compréhension des mécanismes de déposition (Amirtharajah, 1988).

L'approche trajectoire

Cette approche consiste à considérer le milieu filtrant comme un ensemble de collecteurs et de donner une compréhension des mécanismes de déposition (sédimentation, diffusion et interception) alors que les particules traversent cette ensemble de collecteurs.

Dans l'analyse trajectoire, il est nécessaire de spécifier:

- la géométrie et les dimensions des collecteurs;
- la vitesse d'écoulement autour des particules;
- la nature et l'intensité des différentes forces qui agissent sur les particules en suspension; et,
- le critère d'attachement des particules.

Cette approche intègre dans les relations décrivant chacun des mécanismes de transport, une probabilité que les particules entrent en contact avec les collecteurs lorsqu'elles s'approchent de ces derniers.

Cependant, cette approche semble incapable de prédire correctement l'efficacité de l'enlèvement des particules lorsque les surfaces ont des potentiels répulsifs (Tabiason et O'Melia, 1988).

De plus, elle ne peut décrire l'efficacité de l'enlèvement lorsque les particules s'accumulent dans le milieu filtrant (Amirtharajah, 1988). Dans une démarche pour pallier à cette lacune, Chiang et Tien (1985) ont considéré deux étapes dans le processus de filtration. La première assume que le dépôt des particules s'accumule plus ou moins uniformément sur les grains du filtre. La deuxième considère que cette accumulation sert de collecteurs additionnels et affecte les performances du filtre. Elle combine l'approche phénoménologique à l'approche trajectoire.

2.2.3 Modélisation de l'évolution temporelle des pertes de charge

L'accumulation de matière à l'intérieur du filtre engendre une résistance du milieu granulaire à l'écoulement. Cette résistance est traduite par une perte de charge.

Les modèles proposés montrent que la perte de charge est extrêmement sensible à la porosité (Adin et Rebhun, 1977; Metcalf et Eddy, 1979; Montgomery, 1985) et à la morphologie du dépôt de masse solide (Montgomery, 1985) du milieu filtrant.

La plupart des approches de modélisation propose que l'augmentation de la perte de charge due à l'accumulation de solides dans les pores soit approximée par une polynôme en série (Metcalf et Eddy; 1979; Montgomery, 1985; Sakthivadivel et al., 1972).

Ces modèles sont généralement basés sur des observation empiriques. Ils fournissent une estimation raisonnablement juste de la perte de charge à travers le filtre aux étapes initiales de la filtration (Metcalf et Eddy, 1979; Montgomery, 1985). Ils deviennent alors de moins en moins prédictifs lorsque le filtre se colmate (McDowell-Boyer et al., 1986). Ils deviennent inutilisables, ou extrêmement difficiles à utiliser, parce qu'ils exigent une évaluation de la porosité en fonction des différents degrés de colmatage (Metcalf et Eddy, 1979).

2.3 Interaction entre l'épuration biologique et la filtration granulaire

Le processus de l'épuration biologique et de la filtration granulaire subissent des interactions réciproques.

Il est démontré que les charges particulières peuvent abaisser l'efficacité de l'enlèvement des substrats solubles (Särner, 1986). Les particules adsorbées à la surface du biofilm ont pour effet de créer des zones ayant un apport insuffisant en oxygène.

Selon Partos et al., (1985) la rétention de matière particulaire serait due en grande partie à des interactions physico-chimiques, bien qu'une fraction de cette matière soit susceptible d'être dégradée par voie biologique.

D'après Bouwer (1987), les performances des réacteurs à cultures fixées sont fortement influencées par la présence de particules solides. Une meilleure compréhension du comportement de ces particules facilitera le développement des modèles de biofilms.

2.4 Le contrôle du procédé biofiltration

D'après Särner (1986), il sera probablement impossible de développer un modèle mathématique qui pourrait décrire complètement le biofiltre à lit ruissellant à cause de son extrême complexité.

Par ailleurs, dans une étude des Consultant BPR (1989) il est formulé les commentaires suivants sur les modèles du procédé de biofiltration:

- les modèles proposés sont relativement complexes;
- les solutions mathématiques de ces modèles permettent de trouver la concentration en MES à l'effluent et la perte de charge est obtenue comme sous-produit de la solution mathématique;
- aucun modèle basé sur des séries temporelles n'a été proposé à cause du peu d'intérêt au niveau des possibilités de contrôle; de plus,
- les modèles déterministes proposés semblent loin d'être applicables en pratique et ils sont inadéquats pour fins de contrôle.

Une des conclusions de ce rapport est la suivante:

- il est à propos de se demander si les différents modèles suggérés jusqu'à maintenant pour les lits bactériens ou pour les filtres d'eau potable sont réellement applicables aux biofiltres. Le comportement hydraulique et filtrant des BIODROF^(R) sera sans doute différent des filtres à sable conventionnels, étant donné que l'un est à lit ruissellant et l'autre complètement submergé.

3. BIBLIOGRAPHIE

Adin A.; Rebhun M. (1977).

A model to predict concentration and head-loss profiles in filtration". J. Am. Water Works Assoc., 64 (8), pp. 444-453.

Amar D., Faup G.M., Richard Y. et Partos J. (1984).

Épuration aérobie par cultures fixées: Procédé Biofor. Dans: Comptes Rendus, 7^e Symposium sur le traitement des eaux usées, Montréal, 20 et 21 novembre 1984, pp. 159-171.

Amirtharajah A. (1988).

Some théoretical and conceptual views of filtration. J. Am. Water Works Assoc., 80(12), pp. 36-46.

Arvin E. et Harremöes P. (1989).

Concepts and models for biofilm reactor performance. Dans: Proceedings of the IAWPRC Specialized Conference on Technical Advances in Biofilm Reactors, CFRD-AGHTM (Eds) Paris, April 4-6 1989, Nice, pp. 191-212.

Bacquet G., Joret J.C., Leroux F., Giuliano C. et Petittedemange E. (1989).

Microbial study of a biological aerated filter. Dans: Proceedings of the IAWPRC Specialized Conference on Technical Advances in Biofilm Reactors, CFRD-AGHTM (Eds) Paris, April 4-6 1989, Nice, pp.513-514.

Beck M.B. (1984).

On the development of models for water quality management. Water Sci. Technol., 16 (5-7), pp. 541-560.

Beck M.B. (1985).

Structures, failure, inference and prediction. Dans: Barker, H.A., and YOUNG, P.C. (Eds.): Identification and system parameter estimation. Preprints 7th IFAC Symp., 1985, York, pp. 1443-1448.

Beck M.B. et Lessard P. (1987).

Dynamic modelling of wastewater treatment processes. Rapport non-publié, écrit pour le Water Research Center (UK), 1987.

Bouwer E.J. (1987)

Theoretical investigation of particule deposition in biofilm systems. *Water Res.*, 21(12), pp. 1489-1498.

Busby J.B. et Andrews J.F. (1975).

Dynamic modelling and control strategies for the activated sludge process. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 47, pp. 1055-1080.

Cazelles B. et Bacquet G. (1989).

A dynamic biofilm model: application to an immersed biological filter. Dans: *Proceedings of the IAWPRC Specialized Conference on Technical Advances in Biofilm Reactors, CFRD-AGHTM (Eds) Paris, April 4-6 1989, Nice*, pp. 515-516.

Cheruy A.; Panzarella L. et Denat J.P. (1983).

Multimodel simulation and adaptive stochastic control of an activated sludge process. Dans: HALME, A. (Ed.): *Modelling and Control of Biotechnical Processes*, (Pergamon, Oxford; 1983), pp. 127-138.

Chiang H. et Tien C. (1985).

Dynamics of deep-bed filtration. *AIChE Journal*, 31 (8), pp. 1349-1371.

Desbos G.; Rogalla F.; Sibony J. et Bourbigot M.M. (1990).

Biofiltration as a compact technique for small wastewater treatment plants. *Water Sci. Technol.*, 22 (3/4), pp. 145-152.

Dillon G.R. et Thomas V.K. (1989).

A Pilot-scale evaluation of the BIOCARBONE process for the treatment of settled sewage and for tertiary nitrification of secondary effluent. Dans: *Proceedings of the IAWPRC Specialized Conference on Technical Advances in Biofilm Reactors, CFRD-AGHTM (Eds) Paris, April 4-6 1989, Nice*, pp. 319-330.

Divet L. (1984).

Filtre aéré Biocarbone, technique et technologie. Dans: Comptes-rendus, Assises Annuelles de l'Assoc. Qué. Tech. Eau, Québec, 7-8 mars 1984, pp. 157-171.

Dochain D. et Rittman B.E. (1984).

Adaptive identification and control algorithms for nonlinear bacterial growth systems. *Automatica*, 20 (5), pp. 621-634.

Dold P.L.; Buhr H.O. et Marais R. (1985).

A equalization control strategy for activated sludge process control. *Water Sci. Technol.*, 17 (2-3), pp. 221-234.

Dold P.L. et Marais G.R. (1986).

Evaluation of the general activated sludge model proposed by the IAWPRC Task Group. *Water Sci. Technol.*, 17 (6).

Ekama G.A. et Marais R. (1979).

Dynamic behavior of the activated sludge process. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 51 (3), pp. 534-556.

Gaid K., Le Cloirec P. et Martin G. (1982).

Des exemples de systèmes de filtres biologiques utilisables en épuration d'eaux usées urbaines. *Tech. Sci. Munic. Eau*, (5), pp. 251-257.

Goto M. et Andrews J.F. (1985).

On-line estimation of oxygene-uptake rate in the activated sludge process. Dans DRAKE, R.A.R. (Ed.), *Instrumentation and Control of Water and Waste Water Treatment and Transport Systems*, (Advances in Water Pollution Control, Pergamon), 1985, pp. 473-480.

Grasmick A., Elmaleh S. Aim R.B. (1979a).

Théorie de l'épuration par filtration biologique immergée. *Water Res.*, 13, pp. 1137-1147.

Grasmick A., Elmaleh S. Aim R.B. (1979b).

Étude expérimentale de la filtration biologique immergée. *Water Res.*, 14, pp. 613-626.

Hiraoka M., Tsumura K., Kanaya T. et Fujita I. (1985).

Statistical analysis of activated sludge process dynamics in a combined wastewater treatment plant. Dans: DRAKE R.A.R. (Ed): *Instrumentation and Control of Water and Wastewater Treatment and transports Systems, (Advances in Water pollution Control)*, 1985, pp. 665-668.

Holmberg A. (1981).

Microprocessor-based estimation of oxygene utilization in the activated sludge wastewater treatment process. *Int. J. Syst. Sci.*, 12 (6), pp. 703-718.

Holmberg U. et Olsson G. (1985).

Simultaneous on-line estimation of oxygene transfer rate and respiration rate. Dans JOHNSON, A. (Ed.): *Modelling and Control of Biotechnological Processes. Preprints 1st IFAC Symp.*, 1985, Noordwijkerhout, The Netherlands, pp. 185-189.

Horner R.M.W., Jarvis R.J. et Mackie R.I. (1986).

Deep bed filtration: a new look at the basic equations. *Water Res.*, 20 (2), pp.215-220.

Howell J.A. (1981).

Parameter estimation for biological waste treatment dynamic models. Dans MOO-YOUNG M. and ROBINSON C.W. (Eds.): *Advanced in biotechnology, II* (Pergamon, 1981), pp. 571-578.

IAWPRC (1986).

Activated sludge model No. 1. Par: Task group on mathematical modelling for design and operation of biological wastewatwer treatment, July 1986, 33 p.

Ives K.M. (1982).

Mathematical models and design methods in solid-liquid separation; deep bed filters. Paper presented at NATO Advanced Study Institute, January 1982.

Kantardjieff A. (1989).

Le premier filtre biologique canadien pour le traitement des eaux usées du canton d'Orford (Québec). *Sci. Tech. Eau*, 22 (1), pp. 73-82.

Keyes T.W. et Asano T. (1975).

Application of kinetic models to the control of activated sludge processes. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 47 (11), pp. 2574-2585.

Lee K.M. et Stensel H.D. (1986).

Aeration and substrate utilisation in a sparged packed-bed biofilm reactor. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 58 (11), pp. 1066-1072.

Léglise J.P., Gilles P. et Moreaud H. (1980).

A new development in the biological aerated filters bed technology. Paper presented at the 53rd Annual Water Pollution Control Federation Conference, Las Vegas, 1980.

Letterman R.D. (1987).

An overview of filtration. *J. Am. Water Works Assoc.*, 79 (12), pp.26-32.

Mange P. et Gros H. (1990).

Traitement biologique d'eaux usées communales par biofiltration sur matériaux granuleux et nitrification sur support immergé. *Water Sci. Technol.*, 22 (1/2), pp. 293-303.

Marsili-Libelli S. (1982).

Optimal control strategies for biological wastewater treatment. Dans: RINALDI S. (Ed.): *Environmental Systems Analysis and Management* (North-Holland, Amsterdam, 1982) pp. 279-287.

Marsili-Libelli S. (1984).

Activated sludge process control using dissolved oxygen measurements. *Water Sci. Technol.*, 16 (5-7), pp. 613-620.

Marsili-Libelli S.; Giardi R. et Lasagni M. (1985).

Self tuning control of the activated sludge process. *Environmental Technology Letters*, 6 (12), pp. 576-583.

McDowell-Boyer L., Hunt J.R. et Sitar N. (1986).

Particule transport through porous media. *Water Res.*, 22 (13), pp. 1901-1921.

Mecrin D., Millot N. et Audic J.M. (1989).

Étude de l'automatisation du couplage d'un réacteur physico-chimique à un biofiltre. Dans: *Comptes Rendus*, 12^e Symposium sur le traitement des eaux usées, Montréal, 20 et 21 novembre 1989, pp.137-150.

Meunier A. et Grenier J.R. (1986).

Le traitement des effluents urbains dilués par biofiltration en lit ruisselant. *Sci. Tech. Eau*, 19 (4), pp. 323-337.

Metcalf et Eddy Inc. (1979).

Waste water engineerig: treatment, disposal, reuse. Mc Graw-Hill, second edition, New York, 920 p..

Montgomery Consulting Engineers, Inc. (1985).

Water treatment principles and desigh. John Wiley and Sons, New York, 696 p..

Nassar R., Chou S.T. et Fan L.T. (1986).

Modelling and simulation of deep-bed filtration: a stochastic compartmental model. *Chemical Engineering Science*, 41 (8), pp. 2017-2022.

Olsson G. (1980).

Automatic control in wastewater treatment plants. *Trib. Cebedeau*, 1980, 436, pp. 121-130.

Olsson G. (1985).

Control strategies for the activated process. Dans: MOO-YOUNG M. (Ed.): Comprehensive biotechnology (Pergamon, 1985), Chap. 65 pp. 1107-1119.

Olsson G. et Chapman D. (1985).

Modelling the dynamics of clarifier behavior in activated sludge systems. Dans: Instrumentation and Control of Water and Wastewater Treatment and Transport Systems, Proc. of the IAWPRC Workshops, 1985, pp. 405-412.

O'Melia C.R. (1985).

Particles pretreatment, and performance in water filtration. J. Environ. Eng., 111 (6), pp. 874-890.

Partos J., Richard Y. et Amar D. (1985).

Élimination de la pollution carbonée sur bactéries fixées aérobies: Le procédé BIOFOR. Tech. Sci. Munic. Eau, (4), pp. 193-198.

Payraudeau M., Sauvegrain P. et Pénillard P. (1989).

Nitrification secondaire et tertiaire des eaux froides par le procédé à biomasse fixée Biocarbone. Comptes Rendus, 12^e Symposium sur le traitement des eaux usées, Montréal, 20 et 21 novembre 1989, pp. 151-165.

Prévost M. (1986).

Biofiltration des eaux usées par les procédés Biodrof/Biofor. Dans: Comptes Rendus, 9^e Symposium sur le traitement des eaux usées, Montréal, 11 et 12 novembre 1986, pp. 111.

Pujol R.(1989).

Suivi du fonctionnement d'une station d'épuration associant physico-chimie et biofiltration = Metabief (France). Dans: Proceedings of the IAWPRC Specialized Conference on Technical Advances in Biofilm Reactors, CFRD-AGHTM (Eds) Paris, April 4-6 1989, Nice, pp. 277-285.

Rogalla F., Payraudeau M., Bacquet G., Bourbigot M.M., Sibony J. et Gilles P. (1990).
Nitrification and phosphorus precipitation with biological aerated filters. *Research J. Water Pollut. Control Fed.*, 62 (2), pp. 169-176.

Sakthivadivel R., Thanikachalam V. et Seetharaman S. (1972).
Head-loss theories infiltration. *J. Am. Water Works Assoc.*, 64 (4), pp.233-238.

Särner E. (1986).
Removal of particulate and dissolved organics in aerobic fixed-film biological processes. *J. Water Pollut. Control Fed.*, 58 (2), pp.165-172.

Seyfried C.F. et Austermann-Haun U. (1990).
Large-scale anaerobic/aerobic treatment plants for wastewaters from a molasses distillery, a pectin factory, and starch factories. *Water Sci. Technol.*, 22 (1/2), pp. 353-360.

Sincic D. et Baily J.E. (1978).
Optimal periodic control of activated sludge processes -- I. Results for the base case of monod decay kinetics. *Water Res.*, 14, pp. 47-53.

Stehfest H. (1984).
A operational model of the final clarifier. *Trans. Inst. Meas. and Control*, 6 (3) pp. 160-164.

Stensel H.D., Brenner R.C., Lee K.M., Melcer H. et Rakness K. (1988).
Biological aerated filters evaluation. *J. Environ. Eng.*, 114 (3), pp. 655-671.

Tabiason J.E. et O'Melia C.R. (1988).
Physico-chemical aspects of Particule removal in depth filtration. *J. Am. Water Works Assoc.*, 80 (12), pp. 54-64.

Takasaki M., Kim H., Sato A., Okada M. et Sudo R. (1990).
The submerged biofilm process as a pre-treatment for polluted raw water for tap water supply. *Water Sci. Technol.*, 22 (1/2), pp. 137-148.

Tanuma M. (1980).

Water quality management in a wastewater treatment plant. Dans: Beck M.B. (Ed.): Real-time Water Quality Management. Proceedings of a Task Force, Collaborative Paper CP-80-38, International Institute for Applied Systems Analysis, Luxenburg, Austria, pp. 241-260.

Vasel J.L. et Schrobiltgen P. (1991).

Oxygen transfer in trickling filters. Water Res., 25 (1), pp.53-60.

Warner A.P.C.; Ekama G.A. et Marais G.V.R. (1986).

The activated sludge process -- IV: application of the general kinetic model to anoxic-aerobic digestion of waste activated sludge. Water Res., 20 (8), pp. 943-958.

Yao K.M., Habibian M.T. et O'Melia C.R. (1971).

Water and waste water filtration: concepts and applications. Environ. Sci. Technol., 5 (11), pp. 1105-1112.

Yeung S.Y.S.; Sinsic D. et Bailey J.E. (1980).

Optimal periodic control of activated sludge processes -- I. comparaisn with conventional control of the activated sludge kinetics. Water Res., 14, pp. 77-83.

Yust L.J.; Stephenson J.P. et Murphy K.L. (1984).

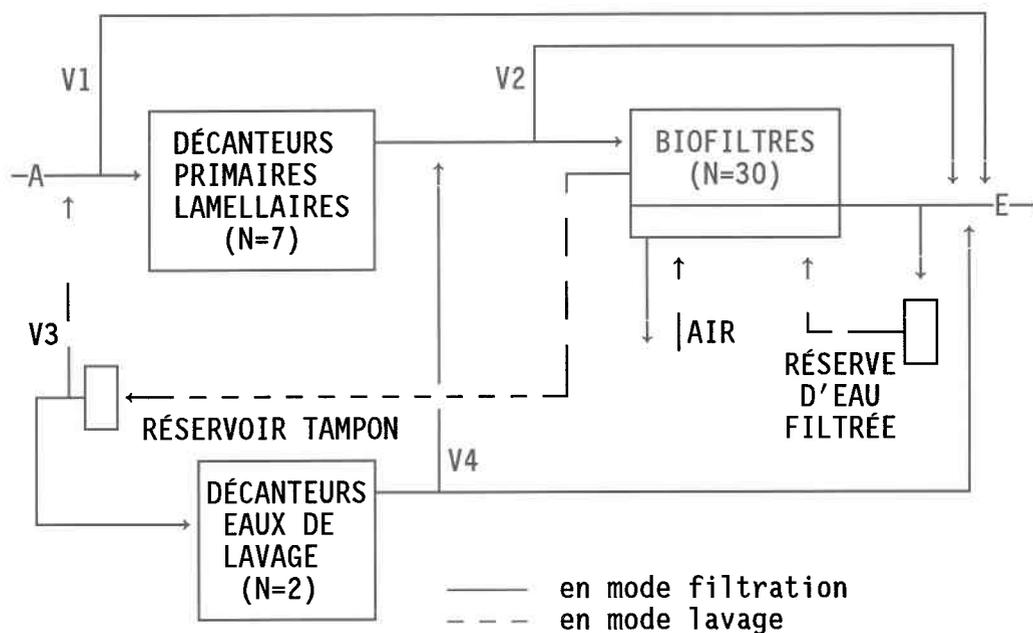
Control of the specific oxygen utilization rate for the step-feed activated sludge process. Trans. Inst. Meas. and Control, 6 (3), pp. 165-172.

ANNEXE 2

**DESCRIPTION OPÉRATIONNELLE
DES COMPOSANTES DE BIOFILTRATION ET DE DÉCANTATION
DE L'OUVRAGE D'ASSAINISSEMENT
"STATION EST" DE LA
COMMUNAUTÉ URBAINE DE QUÉBEC**

ANNEXE 2**DESCRIPTION OPÉRATIONNELLE DES COMPOSANTES DE BIOFILTRATION ET DE DÉCANTATION DE L'OUVRAGE D'ASSAINISSEMENT "STATION EST"**

La figure A2.1 illustre l'écoulement des eaux usées à travers les composantes de la décantation primaire, de la biofiltration et de la décantation des eaux de lavage qui sont les principales composantes de la chaîne de traitement liquide de la "STATION EST" (CUQ).

FIGURE A2.1 SCHEMA D'ÉCOULEMENT DE LA "STATION EST" (CUQ)

A : eaux dégrillées et dessablées;

E : eaux acheminées vers la désinfection;

DÉRIVATION DES DÉBITS:

- V1: deux vannes modulantes pouvant limiter le débit aux décanteurs, et permettant éventuellement la dérivation complète des eaux acheminées aux décanteurs;
- V2: une vanne modulante pouvant dériver le débit admis normalement à la biofiltration et le diriger en amont ou en aval de la désinfection;
- V3: un système de vannes permettant la dérivation du débit des eaux de lavage en amont des décanteurs primaires en cas d'un deuxième lavage simultané;
- V4: deux vannes permettant l'entrée des eaux de lavage décantées, en aval des décanteurs primaires, ou en amont de la désinfection.

Les eaux usées préalablement dégrillées et dessablées sont acheminées vers sept décanteurs primaires lamellaires. Ces décanteurs ont pour fonction d'en retirer les particules solides décantables; ils permettent par conséquent de minimiser les problèmes opérationnels aux étapes ultérieures du traitement. L'utilisation des lamelles¹ permet d'atteindre une efficacité similaire sinon meilleure que celle d'un décanteur conventionnel, pour une surface de bassin réduite (Consultants BPR, 1989). Dans des conditions normales d'opération (temps sec), le temps de rétention moyen y est de loin inférieur à celui du décanteur conventionnel.

Notons la présence de deux vannes modulantes à l'affluent des décanteurs primaires permettant de limiter ou même d'interdire tout débit en le dérivant vers l'aval du procédé.

Les eaux usées provenant des décanteurs primaires sont ensuite acheminées vers trente unités de biofiltration. Deux vannes modulantes situées en amont des biofiltres permettent de dériver le débit admis normalement à la biofiltration et de le diriger en amont ou en aval de la désinfection. Ce dernier procédé n'apparaît pas à la figure A2.1.

Le procédé de biofiltration utilisé est connu sous le nom de "BIODROF^(R)" qui préconise le ruissellement des eaux usées à travers le milieu filtrant.

Ce système a pour avantage principal d'allier deux types de procédés fort utilisés en traitement des eaux usées et potables, c'est-à-dire les lits bactériens et la filtration sur sable (Meunier et Grenier, 1986). L'enlèvement des matières polluantes présentes sous forme colloïdale (MES : matières en suspension) est effectué par filtration. Les matières présentes sous forme soluble (DBO₅) sont enlevées par la biomasse fixée. Un système d'aspiration d'air sous le filtre permet l'oxygénation du milieu filtrant.

Le processus d'enlèvement des particules et des substrats solubles a pour conséquence le colmatage du biofiltre et une résistance à l'aspiration de l'air (perte de charge) (voir annexe 1). Une série de sondes placées verticalement à égale distance de la paroi du

1 Il y a 960 lamelles par décanteur, inclinées parallèlement avec 0.1 mètre de distance entre elles, orientées à 55 degrés par rapport à l'horizontale dans le sens de la largeur et ayant chacune une projection horizontale de 1.56 mètre carré.

biofiltre permet d'établir un profil longitudinal des pertes de charge à travers le milieu filtrant. Ces pertes de charge sont mesurées en centimètres de hauteur d'eau. L'obtention d'une perte de charge égale ou supérieure à 150 cm (consigne maximale établie par le fabricant) nécessite soit un décolmatage, soit un lavage du biofiltre.

Le décolmatage a pour but de prolonger le cycle de filtration. Un décolmatage à l'air est une intervention de très courte durée, soit environ 2 minutes, qui ne nécessite pas l'interruption de la biofiltration. Cette intervention consiste à envoyer de l'air, à contre-courant, à travers l'épaisseur du lit filtrant. Elle a pour effet de faire pénétrer les particules retenues à la surface du biofiltre, de diminuer sensiblement les valeurs des pertes de charge et d'allonger la durée du cycle. La perte de charge mesurée après un décolmatage est désignée par "perte de charge résiduelle" (PCR).

Un lavage met fin à la période de filtration et a pour effet d'éliminer les pertes de charge dues au colmatage. Les différentes étapes du cycle de lavage d'un biofiltre sont décrites au tableau A2.1. Durant ce cycle, l'air et l'eau sont injectés à contre-courant à travers le milieu filtrant; les eaux de lavage qui débordent du biofiltre sont acheminées aux deux décanteurs des eaux de lavage, tandis que les eaux de la vidange du biofiltre à la fin du cycle sont acheminées vers l'aval.

Deux vannes permettent l'entrée des eaux de lavage décantées en aval des décanteurs primaires ou en aval des biofiltres. Les décanteurs des eaux de lavage sont de type tubulaire.

Notons finalement la présence d'un réservoir tampon qui reçoit les eaux de lavage; celui-ci est équipé d'une vanne modulante qui limite le débit aux décanteurs d'eaux de lavage. Le débit excédant le débit maximal permis aux décanteurs des eaux de lavage est acheminé en amont des décanteurs primaires pour y être recirculé.

TABLEAU A2.1 ÉTAPES D'UN CYCLE DE LAVAGE DU BIOFILTRE

Description du cycle	EAUX (m ³ /m ²)	
	Vidangées	Débordées
1) interruption de l'arrivée de l'eau décantée à l'affluent du biofiltre,	—	—
2) arrêt de l'aspiration de l'air,	—	—
3) fermeture de la vanne d'effluent,	—	—
4) remplissage d'eau jusqu'à 20 cm au-dessus du milieu filtrant,	—	—
5) introduction d'air à contre-courant durant deux minutes à un taux de 70 m ³ /m ² .heure,	—	—
6) lavage air et eau durant une période de 18 minutes: (air à 70 m ³ /m ² .h, eau à 10 m ³ /m ² .h,	—	1,00
7) arrêt de l'air et maintien du débit d'eau durant deux minutes,	—	0,33
8) rinçage durant une période de 10 min. à un débit d'eau de 40 m ³ /m ² .h,	—	6,67
9) ouverture de la vanne d'effluent pour la vidange du biofiltre,	2.00	—
TOTAL DES VOLUMES	2.00	8.00

NOTE: La durée totale du cycle de lavage est de 52 minutes. La superficie d'une unité de biofiltre est de 83.3 m².

1. **BIBLIOGRAPHIE**

Meunier A. et Grenier J.R. (1986).

Le traitement des effluents urbains dilués par biofiltration en lit ruisselant. Sci. Tech. Eau, 19 (4), pp. 323-337.

ANNEXE 3

**ANALYSES D'ESSAIS PILOTES
SUR LE PROCÉDÉ BIODROF^(R)**

ANNEXE 3

ANALYSES D'ESSAIS PILOTES SUR LE PROCÉDÉ BIODROF^(R)

1. ANALYSES COMPLÉMENTAIRES DES ESSAIS PILOTES DE 1986

1.1 Le programme d'échantillonnage

La station pilote se composait d'un décanteur conventionnel, d'un biofiltre et d'un décanteur statique des eaux de lavage (PCRB, 1986). Les essais ont été exécutés sur cinquante cycles de filtration. Un échantillonnage composé, proportionnel aux débits a été réalisé à l'aide d'échantillonneurs automatiques de type Manning. Des échantillons composés sur une période de quatre heures ont été prélevés régulièrement à l'affluent et à l'effluent du biofiltre pour tous les cycles de filtration. Les échantillons prélevés à l'affluent du décanteur primaire ont été composés sur toute la durée des cycles de filtration, sauf pour les cycles de temps de pluie au cours desquels les échantillons composés ont été prélevés régulièrement à toutes les quatre heures pour permettre de discerner l'effet des pluies sur les concentrations d'eaux brutes.

Pour chacun des échantillons composés, on a mesuré les concentrations en MES totales, en MES décantables, en MES volatiles, en DBO₅ totale et en DBO₅ soluble.

Les débits au décanteur primaire, les débits au biofiltre et les pertes de charge à différentes hauteurs du milieu filtrant du biofiltre ont été mesurés à des intervalles de temps irréguliers.

1.2. Considérations sur le choix des paramètres

Le choix des paramètres est crucial dans la démarche de modélisation. Il l'est encore plus s'il s'inscrit dans une démarche d'intégration des connaissances quantitatives et qualitatives. En fait, les paramètres du modèle doivent avoir une relation parente avec ceux d'une représentation qualitative du modèle mental de l'opérateur.

De concert avec les experts, deux concepts ont retenu l'attention et ont permis le choix des paramètres du biofiltre.

Un seul paramètre est utilisé pour modéliser le comportement de la filtration. Le concept "d'efficacité" a servi au choix de ce paramètre. Ce paramètre met en relation les concentrations en MES à l'aval du biofiltre avec celles à l'amont. Ce paramètre est la "fraction passante".

En ce qui concerne les mécanismes d'évolution des pertes de charge, il est clair qu'il est impossible d'établir un calendrier des lavages si on ne peut pas prévoir la durée restante d'un cycle de filtration. Le concept de "durée restante" du cycle de filtration a servi au choix de deux paramètres pour décrire l'évolution des pertes de charge au biofiltre. Ces paramètres sont le "**taux d'augmentation des pertes de charges résiduelles**" et le "**taux d'augmentation des pertes de charges après le dernier décolmatage**".

Ces deux derniers concepts sont bien compris par les experts du traitement par procédé "BIODROF^(R)". Ces concepts sont simples et pourront être facilement compris par les opérateurs.

1.3. Choix des conditions d'opération

Le choix de l'ensemble des conditions d'opération est fonction du type de procédé et du choix des paramètres du modèle. Evidemment, la définition d'un ensemble infini de conditions spécifiques à l'opération d'un procédé permettrait une évaluation précise des paramètres de son modèle. Toutefois, pour des raisons d'ordre pratique, le choix de l'ensemble se limite à un minimum de conditions permettant, malgré tout, de définir convenablement le comportement des paramètres.

L'ensemble des conditions d'opération retenues et quantifiées qualitativement est décrit au tableau A3.1. Cet ensemble est subdivisé en catégories de condition dont voici la description. Il est à noter que cette subdivision a été exécutée de concert avec les experts du domaine de la biofiltration.

TABLEAU A3.1 ENSEMBLE DES CONDITIONS D'OPÉRATION INFLUENCANT LES PERFORMANCES DES COMPOSANTES DE LA DÉCANTATION ET DE LA BIOFILTRATION DE L'OUVRAGE D'ASSAINISSEMENT "STATION EST" DE LA CUQ

$C_1 =$ Charge superficielle* réelle aux décanteurs lamellaires

- 1) plus petit que 1,05 m/h;
- 2) entre 1.05 et 1,35 m/h;
- 3) entre 1.35 et 1,65 m/h;
- 4) plus grand que 1,65 m/h.

$C_2 =$ Charge superficielle théorique au décanteurs lamellaires

- 1) plus petit que 1.05 m/h;
- 2) entre 1.05 et 1.35 m/h;
- 3) entre 1.35 et 1.65 m/h;
- 4) plus grand que 1.65 m/h.

$C_3 =$ Vitesse de filtration aux biofiltres

- 1) plus petit que 5 m/h;
- 2) entre 5 et 7 m/h;
- 3) plus grand que 7 m/h.

$C_4 =$ Conditions météorologiques

- 1) condition de temps sec;
- 2) pluie de fréquence 1/semaine;
- 3) pluie de fréquence 2/mois;
- 4) pluie de fréquence 1/mois;
- 5) pluie de fréquence 2/saison;
- 6) pluie de fréquence 1/saison.

$C_5 =$ Vidange des réservoirs de rétention

- 1) aucune vidange;
- 2) vidange provenant d'une pluie de fréquence 1/sem;
- 3) vidange provenant d'une pluie de fréquence 2/mois;
- 4) vidange provenant d'une pluie de fréquence 1/mois;
- 5) vidange provenant d'une pluie de fréquence 2/saison;
- 6) vidange provenant d'une pluie de fréquence 1/saison.

C₆ = Opération durant la semaine ou la fin de semaine

- 1) opération en temps de pluie (semaine ou fin de sem.);
- 2) opération durant la semaine;
- 3) opération durant la fin de semaine.

C₇ = Recirculation des eaux de lavage

- 1) recirculation ou non en temps de pluie;
- 2) recirculation en temps sec;
- 3) non recirculation en temps sec.

C₈ = Présence de matières flottantes

- 1) aucune matière flottante (ou temps de pluie);
- 2) peu de matières flottantes;
- 3) beaucoup de matières flottantes.

C₉ = Présence d'huile ou de graisses

- 1) aucune huile ou graisse (ou temps de pluie);
- 2) peu d'huile et/ou de graisses;
- 3) beaucoup d'huile et/ou de graisses.

C₁₀ = Déversements de matières toxiques

- 1) aucun déversement (ou temps de pluie);
- 2) déversement d'une toxicité faible (org. ou inorg.);
- 3) déversement d'une toxicité organique moyenne;
- 4) déversement d'une toxicité inorganique moyenne;
- 5) déversement d'une toxicité organique forte;
- 6) déversement d'une toxicité inorganique forte.

C₁₁ = Chocs organiques

- 1) aucun choc organique (ou temps de pluie);
- 2) choc organique soluble entre 1 et 8 heures;
- 3) choc organique soluble plus de 8 heures;
- 4) choc organique particulaire faible;
- 5) choc organique particulaire fort.

NOTE: * La charge superficielle aux décanteurs lamellaires est obtenue en divisant le débit aux décanteurs par la surface totale de la projection horizontale de chacune des lamelles.

- Les catégories 1, 2 et 3 : font références à des conditions hydrauliques d'opération aux composantes de la décantation et de la biofiltration;
- les catégories 4 et 5 : définissent des conditions résultantes des pluies;
- la catégorie 6 : permet d'évaluer l'influence de la recirculation des eaux de lavage;
- la catégorie 7 : permet d'évaluer l'influence des conditions d'opération de fin de semaine;
- les catégories 8 à 11 : définissent les conditions résultant de perturbations autres que la pluie.

Il faut souligner que les catégories 8 à 11 doivent être observées uniquement dans des conditions de temps sec parce que la présence de matières flottantes, d'huile ou de graisses, de matières toxiques ou de chocs organiques est souvent notée en temps de pluie. Ainsi, lorsqu'il pleut, la présence de ces mêmes matières doit être considérée comme une condition d'opération propre à la perturbation pluie.

Notons que les catégories de conditions 4, 5, 8, 9, 10 et 11 définissent les conditions qualitatives qui doivent être fournies par l'opérateur.

1.4. Résultats des analyses complémentaires

Les résultats des essais pilotes suggèrent qu'une relation simple pourrait suffire à simuler les mécanismes de filtration car l'évolution des pertes de charge influencerait trop peu l'efficacité de la filtration.

De plus la présente analyse est la première à établir une relation entre les MES captées par le biofiltre et le comportement des pertes de charge.

Les analyses antérieures, effectuées sur les données des essais pilotes de 1986, n'ont pas permis d'extraire des relations pour expliquer l'évolution temporelle des pertes de charge au biofiltre. Quant au profil longitudinal de ces pertes de charge dans le milieu filtrant, les essais ont révélé que le colmatage s'effectuait sur la couche supérieure de ce milieu.

La compréhension de l'évolution des pertes de charge est essentielle et pré-requise à l'élaboration d'un modèle dynamique du procédé par biofiltration. Par exemple, selon l'état du colmatage du biofiltre et selon les conditions prévisibles des pluies et surcharges hydrauliques, on voudra connaître la durée restante du cycle de filtration.

Les essais pilotes de 1986 ont permis de constater que les pertes de charge résiduelles après les décolmatages augmentaient continuellement et que les périodes entre ces décolmatages diminuaient d'autant. Plus un cycle de filtration progressait (plus le filtre est colmaté), moins il était possible d'abaisser les pertes de charge résiduelles. Aucune relation n'avait été établie entre l'évolution de la perte de charge résiduelle et le degré de colmatage du biofiltre. Cette relation est essentielle pour le modèle du procédé "BIODROF^(R)" développé ci-après.

Dans le cadre de cette recherche, des analyses complémentaires ont été réalisées sur les données des essais pilotes de 1986 afin de trouver une relation entre le comportement des pertes de charge et les conditions hydrauliques et qualitatives.

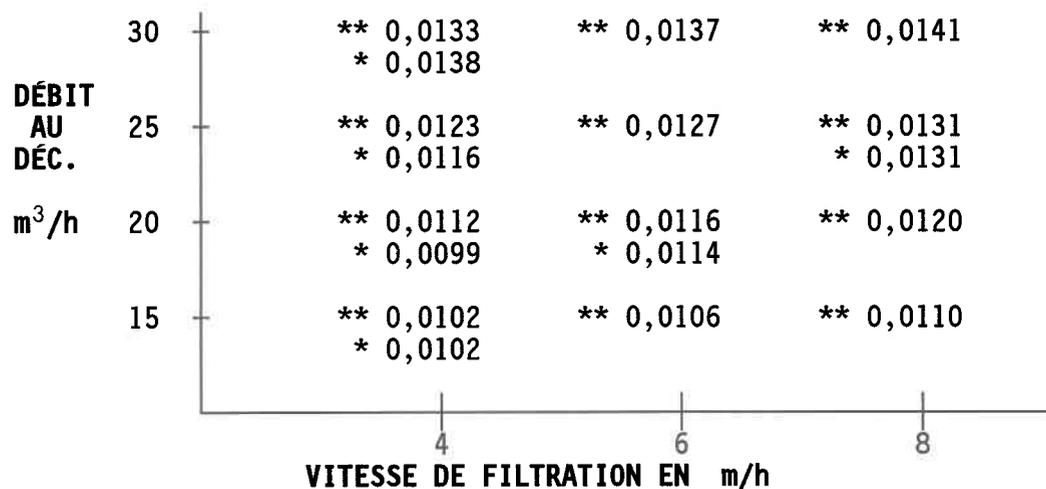
L'analyse complémentaire a considéré les cycles 16 à 50, c'est-à-dire ceux dont la durée de décolmatage est de deux minutes. Toutefois, les cycles 25, 47, 49, 50 ont dû être exclus de l'analyse. Au cycle 25, les mesures des MES à l'effluent du biofiltre sont absentes; aux trois autres cycles (47, 49, 50), des mini-lavages ont été exécutés en alternance avec des décolmatages en période de pluie. Les données disponibles de ces cycles sont trop parcellaires pour tenter d'établir une relation afin d'expliquer le comportement des pertes de charge lors de mini-lavages.

1.4.1 Taux d'augmentation des pertes de charge

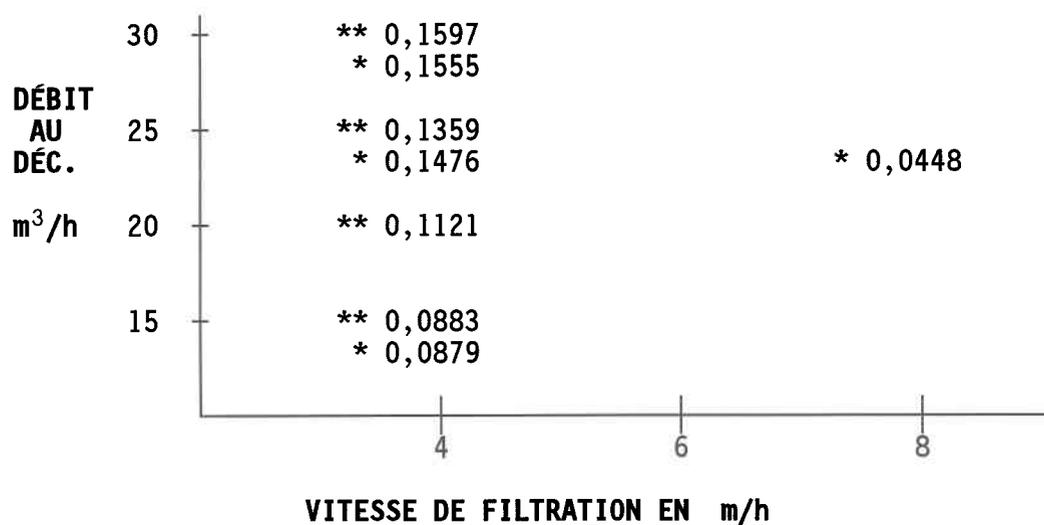
Une agrégation des résultats de l'analyse complémentaire en période de temps sec est présentée au tableau A3.2. Ces résultats portent respectivement sur les paramètres des taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles et des pertes de charge après le dernier décolmatage.

TABLEAU A3.2

TAUX D'AUGMENTATION DES PERTES DE CHARGE RÉSIDUELLES EN TEMPS SEC (ESSAIS PILOTES, 1986)



TAUX D'AUGMENTATION DES PERTES DE CHARGE APRES LE DERNIER DÉCOLMATAGE EN TEMPS SEC (ESSAIS PILOTES, 1986)



NOTE: * Les valeurs mesurées (cm.m²/g).
 ** Les valeurs estimées (cm.m²/g) sont obtenues des valeurs mesurées par interpolation ou extrapolation.

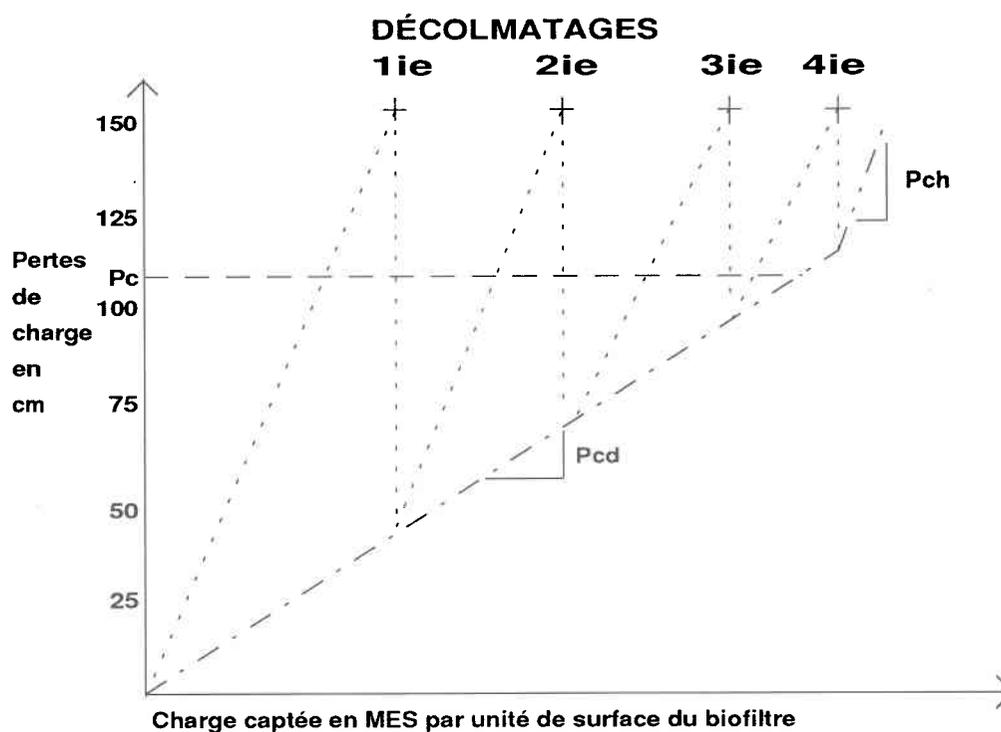
Les valeurs des paramètres ont été estimées en fonction de différents contextes d'opération. Un contexte d'opération est caractérisé par un ensemble de conditions hydrauliques et qualitatives observées par l'opérateur.

Les conditions hydrauliques retenues sont la charge hydraulique au décanteur primaire (m/h) et la vitesse de filtration au biofiltre (m/h). Les conditions qui définissent les caractéristiques des charges polluantes sont le temps sec, le temps de pluie caractérisé par la période de récurrence de la pluie, la présence de matières flottantes, la présence d'huile et/ou de graisses, la présence de charges toxiques et les chocs organiques.

La période pendant laquelle les essais ont été réalisés a été subdivisée en plusieurs intervalles et chacun correspond à un contexte d'opération donné.

La figure A3.1 montre une courbe typique de l'évolution, au cours d'un cycle de filtration, des pertes de charge en fonction des charges captées en MES. Entre autres, elle montre que quatre décolmatages ont été effectués pendant ce cycle. On observe à la fin de chaque décolmatage une perte de charge résiduelle. Ces décolmatages sont de plus en plus rapprochés en fonction des charges cumulatives captées en MES et deviennent de moins en moins efficaces pour abaisser les pertes de charge résiduelles. On a fixé une valeur de consigne sur ces pertes de charge au delà de laquelle il faut procéder à un lavage.

Les résultats de l'analyse complémentaire montrent que pour un contexte d'opération donné, il existe une relation linéaire satisfaisante et relativement simple entre l'évolution des pertes de charge résiduelles et les charges captées en MES. Cette relation peut s'écrire de la façon suivante:



- - - - - Évolution des pertes de charge entre les décolmatages
- - - - - Évolution des pertes de charge résiduelles
- - - - - Évolution des pertes de charge après le dernier décolmatage
- - - - - Niveau du point de consigne

Pcd = TAUX D'AUGMENTATION DES PERTES DE CHARGE RÉSIDUELLES

Pch = TAUX D'AUGMENTATION DES PERTES DE CHARGE APRÈS LE DERNIER DÉCOLMATAGE

FIGURE A3.1 ÉVOLUTION TYPE DES PERTES DE CHARGE EN FONCTION DES CHARGES CAPTÉES EN MES AU COURS D'UN CYCLE DE FILTRATION

soit,

$$dH_{pcd}(t_1, t_2) = P_{cd} * \text{taux de charge captée}(t_1, t_2), \quad (\text{A3.1})$$

$$dH_{pch}(t_1, t_2) = P_{ch} * \left[\int_{t_1 \leq t \leq t_2} V_f(t) * \{MesIn(t) - MesOut(t)\} * dt \right], \quad (\text{A3.2})$$

où:

$MesIn(t)$ = concentration (g/m³) des matières en suspension totales en amont du biofiltre au temps t;

$MesOut(t)$ = concentration (g/m³) des matières en suspension totales en aval du biofiltre au temps t;

$V_f(t)$ = vitesse de filtration (m/h) au temps t;

P_{cd} = taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles (cm.m²/g);

$dH_{pcd}(t_1, t_2)$ = augmentation des pertes de charge résiduelles (cm) entre t_1 et t_2 .

Pareillement, la relation décrivant l'évolution des pertes de charge après le dernier décolmatage du cycle de filtration et les charges captées en MES est exprimée sous la forme suivante:

$$dH_{pch}(t_1, t_2) = P_{ch} * \text{taux de charge captée}(t_1, t_2), \quad (\text{A3.3})$$

$$dH_{pch}(t_1, t_2) = P_{ch} * \left[\int_{t_1 \leq t \leq t_2} V_f(t) * \{MesIn(t) - MesOut(t)\} * dt \right], \quad (\text{A3.4})$$

où:

Pch = taux d'augmentation des pertes de charge après le dernier décolmatage ($\text{cm.m}^2/\text{g}$);

$dHpch(t_1, t_2)$ = augmentation des pertes de charge (cm) entre t_1 et t_2 dans l'intervalle entre le dernier décolmatage et la fin du cycle de filtration.

Au cours des analyses complémentaires, on a considéré que le comportement des pertes de charge après décolmatage si celui-ci n'est pas le dernier, c'est-à-dire si la perte de charge résiduelle n'a pas atteint ou dépassé le point de consigne, n'apporte pas un gain supplémentaire d'information sur la durée restante du cycle de filtration.

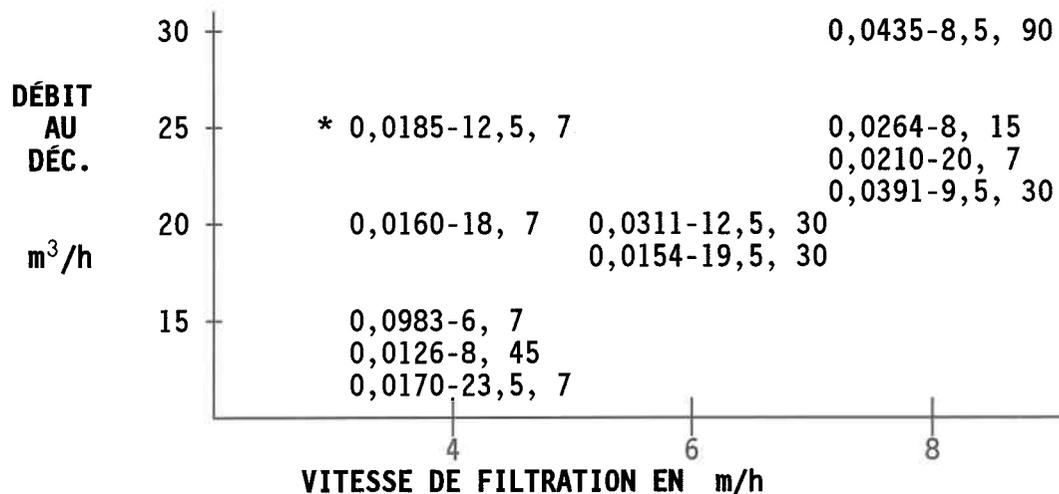
Le tableau A3.2 montre qu'en temps sec, les essais pilotes explorent seulement la moitié des conditions hydrauliques potentielles. Les valeurs des taux pour les conditions non-explorées sont estimées par interpolation ou extrapolation. Cependant, pour ce qui est du taux d'augmentation des pertes de charge après le dernier décolmatage, seul son interpolation est obtenue pour la vitesse de filtration de 4 m/h à cause de la quasi absence de données pour 6 et 8 m/h.

En temps sec, les taux sont en relation quasi linéaire avec les charges hydrauliques appliquées au décanteur et au biofiltre. Cette relation corrobore une des conclusions précédentes voulant que la durée du cycle de filtration diminue avec l'augmentation de la charge hydraulique ou massique appliquée au biofiltre.

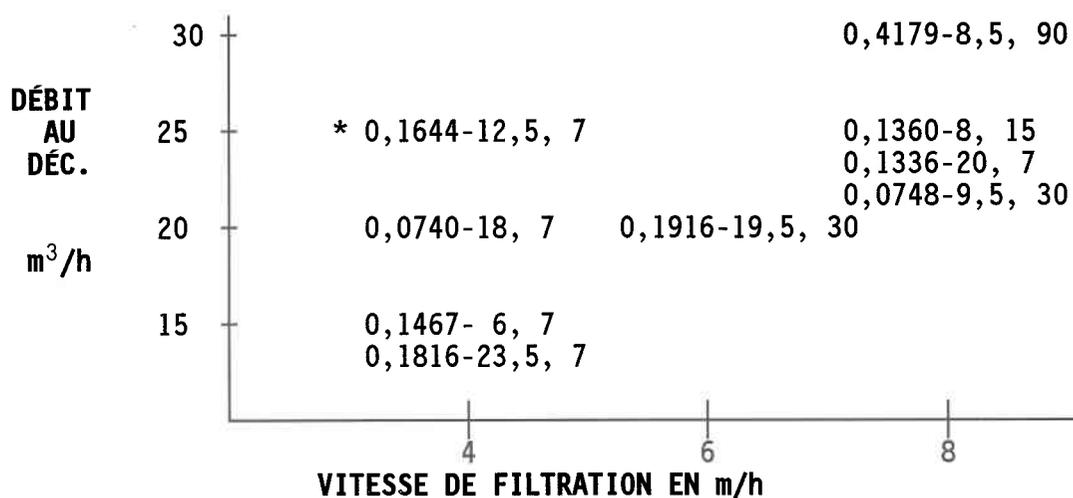
En temps de pluie, les taux d'augmentation des pertes de charge présentés au tableau A3.3 sont plus élevés qu'en temps sec. Les pluies de forte intensité ont une grande influence sur la durée du cycle de filtration. Une augmentation de 300% des taux est observée. Par conséquent, des pluies dont la récurrence est d'une fois par saison peuvent raccourcir de plus de trois fois la durée du cycle de filtration en comparaison avec les conditions hydrauliques similaires par temps sec.

TABLEAU A3.3

TAUX D'AUGMENTATION DES PERTES DE CHARGE RÉSIDUELLES EN TEMPS DE PLUIE (ESSAIS PILOTES, 1986)



TAUX D'AUGMENTATION DES PERTES DE CHARGE APRES LE DERNIER DÉCOLMATAGE EN TEMPS DE PLUIE (ESSAIS PILOTES, 1986)



- * La première valeur est le taux d'augmentation des pertes de charge ($\text{cm.m}^2/\text{g}$), la deuxième est la durée (en heures) d'observation du contexte d'opération donné et la troisième représente la période de récurrence de la pluie en jours.

Pour toutes les autres conditions observées (présence de matières flottantes, présence d'huile et/ou de graisses (écumes), un choc particulaire (lessivage du puits de pompage) et déversement de produits toxiques (eaux rosées)), les taux d'augmentation des pertes de charge présentés au tableau A3.4 sont tous plus élevés qu'en période de temps sec. En particulier, on note un taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles, suite à un déversement d'eaux rosées (cycle 33), significativement plus élevé qu'en temps sec.

De plus, l'étude de PCR B (1986) mentionne qu'une période de récupération est nécessaire pour le recouvrement de l'activité microbienne après un déversement de nature toxique. La modélisation subséquente devra donc tenir compte des comportements transitoires des composantes de l'usine lors de changements de conditions d'opération.

1.4.2 Fraction passante

La même méthodologie a été adoptée pour étudier le comportement de la fraction passante en MES au biofiltre pour les différents contextes d'opération observés. Il est essentiel de connaître ce comportement pour les fins de la modélisation.

Pour un contexte d'opération donné, la relation entre les concentrations en MES à l'amont et à l'aval du biofiltre est décrite comme suit:

$$MesOut(t) = Fp * MesIn(t), \quad (A3.5)$$

où

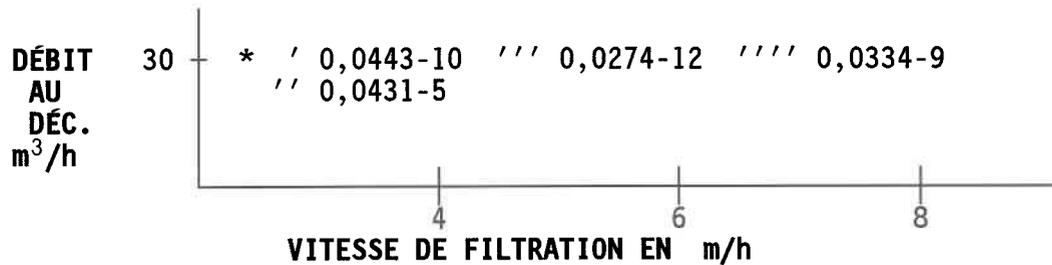
$$Fpf = \text{fraction passante.}$$

Le tableau A3.5 présente le comportement de la fraction passante pour les différentes conditions hydrauliques par temps sec.

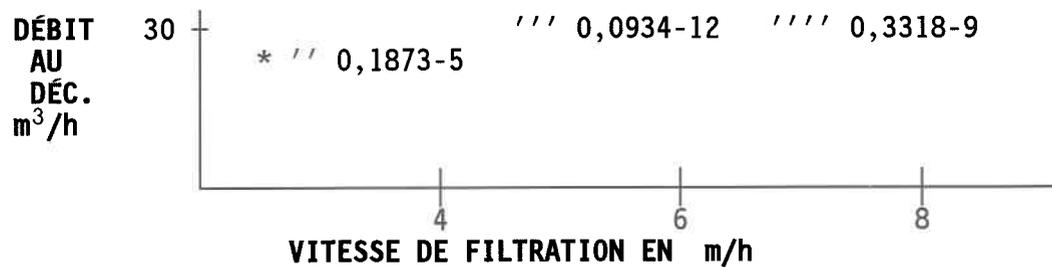
Pour une vitesse de filtration constante au biofiltre, on observe une diminution de la fraction passante lorsque la charge au décanteur augmente. Par contre, pour une charge constante au décanteur, on observe une augmentation de la fraction passante lorsque la vitesse de filtration augmente.

TABLEAU A3.4

***TAUX D'AUGMENTATION DES PERTES DE CHARGE RÉSIDUELLES
DANS DES CONDITIONS AUTRES QU'EN TEMPS SEC ET DE PLUIE
(ESSAIS PILOTES, 1986)**



**TAUX D'AUGMENTATION DES PERTES DE CHARGE APRES LE DERNIER
DÉCOLMATAGE DANS DES CONDITIONS AUTRES QU'EN TEMPS SEC ET DE PLUIE
(ESSAIS PILOTES, 1986)**



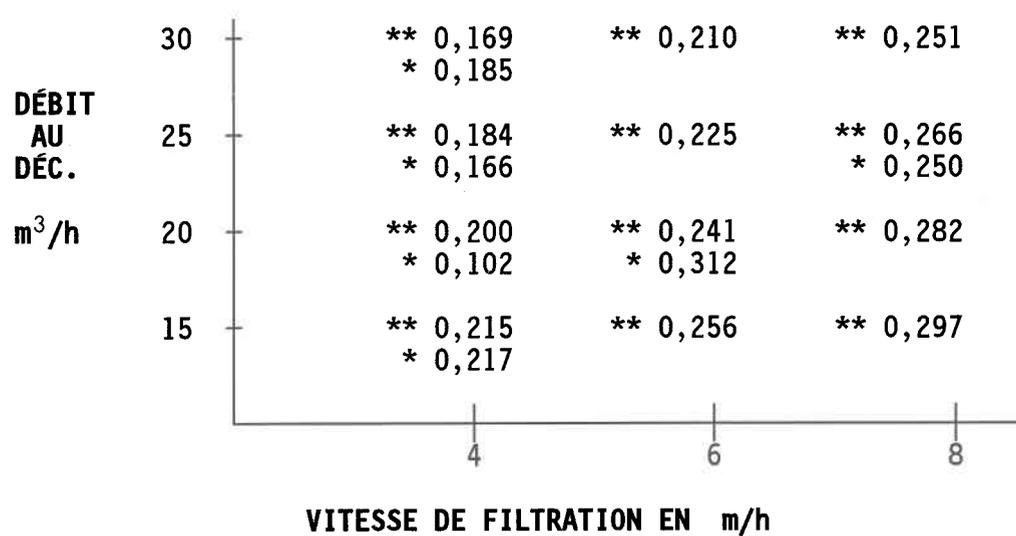
* La première valeur est le taux d'augmentation des pertes de charge (cm.m²/g), la deuxième est la durée (en heures) d'observation du contexte d'opération donné.

PERTURBATIONS

- ' : lessivage du puit de pompage;
- '' : déversement d'eaux rosées et beaucoup de matières flottantes;
- ''' : cycle après le déversement des eaux rosées;
- '''' : présence de beaucoup de matières flottantes.

TABLEAU A3.5

**FRACTION PASSANTE AU BIOFILTRE EN PÉRIODE DE TEMPS SEC
(ESSAIS PILOTES, 1986)**



NOTE: * Les valeurs mesurées de la fraction passante;

** Les valeurs estimées sont obtenues par interpolation ou extrapolation des valeurs mesurées.

En temps de pluie, les valeurs observées de la fraction passante présentées au tableau A3.6 sont similaires aux valeurs par temps sec; les résultats laissent croire à une augmentation de l'efficacité de la filtration.

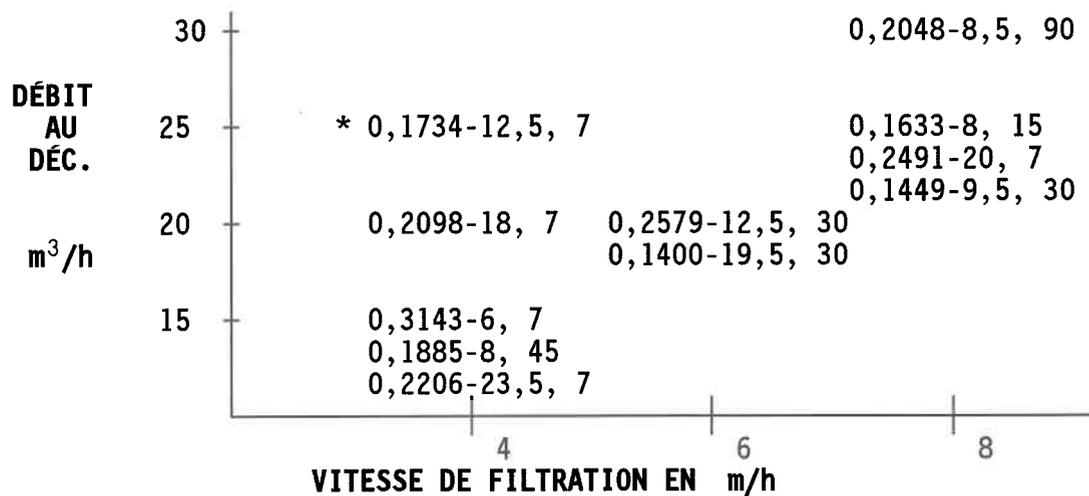
Pendant l'observation des autres conditions, la fraction passante demeure comparable aux valeurs par temps sec, sauf lors du cycle de déversement des eaux rosées (déversement toxique) et lors d'un autre cycle indiquant la présence d'une grande quantité de matières flottantes où cette fraction est plus élevée. Cependant, selon les experts, les seules matières flottantes ne devraient pas affecter l'efficacité de la filtration.

Le paramètre de la fraction passante est somme toute peu influencé par les variations qualitatives des charges polluantes. Il est plutôt sensible aux conditions hydrauliques du décanteur et du biofiltre.

Inversement, le comportement des pertes de charge est plus sensible aux changements qualitatifs des charges polluantes qu'aux variations des conditions hydrauliques.

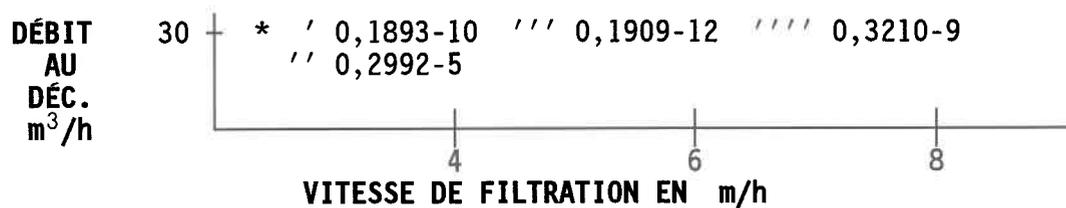
TABLEAU A3.6

**FRACTION PASSANTE AU BIOFILTRE EN TEMPS DE PLUIE
(ESSAIS PILOTES, 1986)**



- * La première valeur est la fraction passant, la deuxième est la durée (en heures) d'observation du contexte pluie donné et la troisième représente la période de récurrence de la pluie en jours.

**FRACTION PASSANTE DANS DES CONDITIONS AUTRES QU'EN TEMPS SEC ET
DE PLUIE (ESSAIS PILOTES, 1986)**



- * La première valeur est la fraction passant, la deuxième est la durée (en heures) d'observation du contexte d'opération donné.

PERTURBATIONS

- ' : lessivage du puit de pompage;
- '' : déversement d'eaux rosées et beaucoup de matières flottantes;
- ''' : cycle après le déversement des eaux rosées;
- '''' : présence de beaucoup de matières flottantes.

2. AUTRES ANALYSES

Une étude récente de Brouard (1992) avait pour but d'étudier, dans des contextes d'opération à débits élevés et soutenus, l'aspect filtration granulaire du procédé de biofiltration des eaux usées domestiques à travers ses mécanismes principaux, soit: l'enlèvement des MES et l'évolution temporelle des pertes de charge à travers le milieu filtrant.

Des essais pilotes ont été réalisés à l'automne 1990. Un biofiltre de type ruissellant ainsi qu'un décanteur lamellaire ont servi aux essais.

Les principales conclusions de cette étude sont:

- un fort débit au décanteur (charge superficielle de Hazen de 2 m/h) occasionne un meilleur taux d'enlèvement des MES par rapport à un débit au décanteur plus faible (charge superficielle de Hazen de 1,3 m/h). Une augmentation significative du taux d'enlèvement des MES, de l'ordre de 8% à 10%, a été obtenue;
- l'influence du débit au biofiltre a également été démontrée; une augmentation du débit au biofiltre entraîne une diminution du taux d'enlèvement des MES. Une diminution significative du taux d'enlèvement, de l'ordre de 6% par tranche de débit croissant de 2 m/h au biofiltre, a été obtenue;
- la concentration en MES à l'affluent n'a pas d'influence sur le taux d'enlèvement en MES, non plus que l'âge du cycle de biofiltration;
- il a été démontré que la nature des particules présentes dans les eaux usées joue un rôle non négligeable sur l'enlèvement des MES;
- le débit au décanteur, lorsque supérieur à une certaine valeur, (1,7 m/h et plus en charge superficielle de Hazen) entraîne une augmentation substantielle des pertes de charge; ce phénomène est expliqué par la nature des particules présentes à l'effluent d'un décanteur fonctionnant à fort débit;

- une augmentation (ou une diminution) brusque du débit au biofiltre provoque une augmentation (ou une diminution) instantanée des pertes de charges;
- un débit plus élevé au biofiltre occasionne des cycles plus courts;
- les pertes de charge seraient plus sensibles au débit au décanteur, lequel influence les caractéristiques des particules présentes dans l'eau usée, qu'au débit au biofiltre;
- il semblerait que l'âge du cycle, ou la charge captée cumulée en MES n'influence pas la progression de la perte de charge entre les décolmatages; le facteur dominant qui gouvernerait cette progression serait la nature des particules des eaux usées;
- à l'intérieur d'un même cycle de filtration, il existerait effectivement une relation linéaire entre les charges captées cumulées en MES et les pertes de charge résiduelles conformément aux hypothèses de l'analyse complémentaire précédente; cependant, de bonnes variations de comportement sont observées pour les cycles entre eux, et ceci malgré des contextes hydrauliques identiques, et mettraient en évidence le rôle important de la morphologie du dépôt de particules sur l'évolution des pertes de charge résiduelles.

D'autres études ont été effectuées pour évaluer l'efficacité du procédé biofiltration: deux au Québec (PCRB, 1986; Gendron Lefebvre (GL), 1986) et une autre en France (Degrémont Infilco ltée (DG), 1984). Les essais pilotes effectués par PCRB (1986) devaient vérifier l'efficacité du procédé de biofiltration dans le but de confirmer le choix de conception retenu aux deux usines de traitement des eaux usées sur le territoire de la CUQ (Communauté urbaine de Québec).

Les principales conclusions que l'on peut tirer de ces études sont (Consultants BPR, 1989):

- le procédé de biofiltration est bien adapté aux eaux froides et diluées, et fournit un rendement épuratoire élevé (GL);

- l'efficacité d'enlèvement de la DBO_5 et des MES diminue graduellement lorsque la charge hydraulique augmente (GL);
- la durée des cycles diminue avec l'augmentation de la charge hydraulique ou massique. Des décolmatages intermédiaires sont nécessaires pour redistribuer les matières solides dans le filtre et allonger la durée de cycle (GL);
- la variation des pertes de charge semble suivre une exponentielle (PCRB). **Par contre, la perte de charge dans le filtre biologique évolue différemment selon la période considérée, en fonction des charges hydrauliques et massiques et de la nature des eaux usées (GL);**
- la qualité de l'eau traitée en début de cycle et après un brassage intermédiaire ne suit pas une tendance constante en fonction de la durée du cycle ou des pertes de charge du filtre biologique. En d'autres termes, **les fluctuations des concentrations de MES à l'effluent mesurées par des échantillons composés de six heures ne sont pas reliées à l'évolution des pertes de charge internes du filtre (GL);**
- les pertes de charge sont similaires sur toute la hauteur du filtre, ce qui laisse supposer que le colmatage s'effectue principalement à la surface du biofiltre (PCRB);
- la qualité de l'effluent est reliée aux charges massiques appliquées aux filtres biologiques (GL);
- pour des eaux relativement peu polluées (DCO_s de 65 g/m^3), l'élimination de la DCO_s se situe entre 30 et 35% pour des vitesses de filtration de 3 à 5 $\text{m}^3/\text{h}/\text{m}^2$ (DG);
- pour des vitesses de 3 à 5 m^3/h , le rendement d'élimination des MES se situe entre 80 à 88% quelle que soit la qualité de l'eau brute; à 7,5 m^3/h , cette valeur tombe à 55% (DG). Ces résultats ne concordent pas en tout point avec ceux obtenus lors des essais du groupe PCRB;

- il existe un débit d'air sous lequel il ne faut pas descendre si on ne veut pas que l'aération devienne le facteur limitant de l'élimination de la pollution soluble (DG).

Les résultats des essais pilotes de PCRB (1986) ont démontré l'efficacité de l'enlèvement des MES. Cette efficacité est de l'ordre de 70% à 90% selon les conditions d'opérations qui ont prévalu lors des essais (vitesse de filtration au biofiltre, charge superficielle au décanteur, pluie ou temps sec, etc.). Quant à l'enlèvement de la DBO₅, elle est de l'ordre de 65%.

Ces essais n'avaient pas pour but d'en arriver à une modélisation des comportements dynamiques de fréquences plus élevées que le cycle horaire. D'ailleurs, le pas d'échantillonnage (aux quatre heures) est bien supérieur aux temps de réponse à une impulsion hydraulique des décanteurs et des biofiltres.

Dans le contexte de la présente recherche, les remarques suivantes (Consultant BPR, 1989) seront pertinentes à l'élaboration d'un modèle:

- les normes de rejets sont établies en fonction des MES et de la DBO. En principe, une simulation de ces deux variables, ainsi que du débit, doit être faite. Toutefois, si l'enlèvement des MES au biofiltre est bon, il est fort probable que la norme sur la DBO soit respectée parce que la DBO est principalement associée aux matières colloïdales dont la concentration est relativement faible. L'exception pourrait se retrouver dans le cas de rejet important de matières organiques solubles. Par contre, ce type de rejet selon les experts a peu de chance d'être observé sur le territoire de la CUQ. Il s'avère donc moins important de simuler la DBO dans un premier temps;
- le peu de capacité tampon des divers procédés utilisés permet de considérer en tout temps un débit identique à travers toute l'usine.

3. SYNTHÈSE DES DIFFÉRENTES ANALYSES SUR LES FACTEURS D'INFLUENCE

Il est présenté au tableau A3.7 une synthèse des facteurs influençant l'efficacité de l'enlèvement des MES et du comportement des pertes de charge des procédés BIODROF^(R) et BIOFOR^(R) et du filtre à sable en traitement de l'eau potable.

Les données sur le Biodrof sont tirées des analyses décrites au sections précédentes. Celles, concernant le Biofor et le filtre à sable, sont puisées d'une revue de la littérature.

La sélection de ces facteurs d'influence est inspirée de celle définie par Brouard (1992). Ces facteurs sont regroupés en catégories, soient les caractéristiques qualitatives à l'affluent du biofiltre, les contextes hydrauliques et l'état du biofiltre.

Les caractéristiques qualitatives sont fonction des concentrations en MES (g/m^3) et de l'heure du jour. Elles sont aussi fonction de la nature des particules présentes. Cette nature dépend de la distribution et de la taille des particules, de leur forme et des forces de cohésion électrostatique et physico-chimique entre les particules. Par conséquent, cette nature est intimement reliée à la provenance des eaux usées et aux traitements qu'elles ont subi en amont de la biofiltration.

Les contextes hydrauliques sont principalement définis par les débits (m^3/h) au décanteur et au biofiltre et dans une moindre mesure par le taux d'application ($\text{g}/\text{m}^2.\text{h}$), défini comme étant le produit du débit par la concentration en MES à l'affluent du biofiltre.

L'état du biofiltre est caractérisé par l'âge du cycle de filtration (h) depuis le début du cycle, sa perte de charge (cm), sa charge captée (g/m^2) (produit du débit par la différence en concentration en MES entre l'affluent et l'effluent du biofiltre) depuis le début cycle.

TABLEAU A3.7

SYNTHÈSE DES FACTEURS INFLUENÇANT L'EFFICACITÉ DE L'ENLÈVEMENT DES MES ET DE L'ÉVOLUTION DES PERTES DE CHARGE

FACTEUR	FACTEURS D'INFLUENCE EN FONCTION DES AUTEURS				PROCÉDÉ ÉTUDIÉ		
	Efficacité de enl. des MES		Évolution des pertes de charge		Sable	biôfrof	biofor
	Oui	Non	Oui	Non			
Les caractéristiques qualitatives des eaux usées à l'affluent du biofiltre							
A) Nature des particules	1,5,11		1,5,7		X		
B) Concentration en MES à l'affluent (g/m ³)		1,5,7,10,15					X
C) Heure du jour	5				X		
Les contextes hydrauliques						X	
A) Débit au décanteur (m/h)	1,5,15		1,5,15			X	
B) Débit au biofiltre (m/h)	1,2,3,5,6,7,9 10,12,13,15		1,5,7,9,15			X	
C) Taux d'application (charge appliquée en MES) (g/m ² -h.)	7,9		7	5	X		X
L'état du biofiltre						X	X
A) Age du cycle de filtration (h)	7	1,5,15		1,5		X	
B) Perte de charge (cm)	2,3,4,8,10,14	1,5,7			X		
C) Charge captée en MES (g/m ²)	2,4,8,13,14	1,5	2,4,8,13,14	1,5	X		

SOURCE D'INFORMATION

- 1) ANALYSE COMPLÉMENTAIRE (voir section 1.)
 2) Adin et Rebhun, 1977.
 3) Amar et al., 1984.
 4) Amirharajah, 1988.
 5) Brouard, 1992.
 6) Degrémont Inflico Liée, 1984.
 7) Gendron Lefebvre, 1986.
 8) Hudson, 1981.
 9) Kraft et Seyfried, 1989.
 10) Lab-Teq, 1990.
 11) Levine et al., 1985.
 12) Meunier et Grenier, 1986.
 13) Metcalf et Eddy, 1979.
 14) Montgomery, 1985.
 15) PCRB, 1986.

Facteurs d'influence en biofiltration

Les concentrations en pollution soluble (DBO,DCO) à l'affluent du biofiltre et les charges fixées en termes de boues dans le milieu filtrant (masse de DBO par volume ou par surface de filtre et par cycle de filtration) sont des facteurs qui peuvent influencer l'efficacité de l'enlèvement des MES et le comportement des pertes de charge. Ces facteurs sont présentement ignorés. A la lumière des connaissances actuelles, il est difficile de se prononcer sur l'importance de ces facteurs. Ils sont liés à l'interaction entre les mécanismes de filtration granulaire et d'épuration biologique cités à l'annexe 1. Notons, cependant, qu'une diminution de l'efficacité d'épuration biologique a été observé lors de l'augmentation de l'âge du cycle de filtration (PCRB, 1986). Ces dernières observations concordent avec ceux de Särner (1986).

Les données du tableau A3.7 montrent que les principaux facteurs influençant l'efficacité de l'enlèvement des MES et le comportement des pertes de charge sont la nature des eaux usées et les débits au décanteur et au biofiltre. De plus, il a été observé par Brouard (1992) que l'heure du jour affecterait l'efficacité de l'enlèvement des MES. Ce facteur pourrait être lié à la nature des particules présentes en fonction des activités domestiques et commerciales. D'autres essais devraient pouvoir le confirmer.

Selon Gendron Lefebvre (1986), les charges massiques appliquées au biofiltre auraient un impact sur la qualité de l'effluent. Cet énoncé n'a pu être confirmé systématiquement dans les autres analyses. Ces dernières observent, pour des débits constants au décanteur et au biofiltre, qu'une variation des concentrations à l'affluent du biofiltre n'affecte pas l'efficacité de l'enlèvement des MES. D'autre part, elles remarquent qu'une variation de ces débits aura un impact sur cette efficacité. Notons que Gendron Lefebvre (1986) pondère cette affirmation; cette efficacité est davantage influencée par la charge hydraulique que par des variations des charges appliqués.

Par ailleurs, Gendron Lefebvre (1986) affirme que la durée des cycles diminue avec l'augmentation des charges hydrauliques et massiques sans toutefois quantifier dans quel ordre ces facteurs influencent l'augmentation des pertes de charges en fonction des charges captées. Il a été noté aux sections précédentes que le comportement de l'augmentation des pertes résiduelles est fortement relié aux contextes hydrauliques. Par contre, le

comportement de l'augmentation des pertes de charge entre les décolmatages ne peut être relié aux charges massiques appliquées au biofiltre (Brouard, 1992).

D'une manière générale, les résultats des différentes analyses confirment que la concentration en MES à l'effluent est en relation directe avec celle à l'affluent. Cependant, Lab-Teq (1990) note une diminution de l'efficacité de l'enlèvement des MES en début de cycle de filtration. C'est un comportement typique observé en filtration de l'eau potable. L'étude de Brouard (1992) a tenté sans succès de confirmer ce comportement.

Enfin, Amar et al. (1984), dans leur étude du procédé BIOFOR^(R), ont noté une diminution de l'efficacité de l'enlèvement des MES à la fin du cycle de filtration. Ce comportement peut être attribuable aux pertes de charge importantes à travers le milieu filtrant. Le mode d'écoulement des eaux usées de ce procédé est ascendant, et des pertes de charge importantes ont possiblement pour effet de soulever le lit et d'augmenter la porosité du milieu filtrant.

Facteurs d'influence en filtration de l'eau potable

Les données du tableau A3.7 montrent que le filtre à sable en traitement de l'eau potable à un comportement différent du biofiltre. Les auteurs qui ont étudié le comportement du filtre à sable constate que les pertes de charge ont une influence sur l'efficacité de l'enlèvement des MES, alors que ce n'est pas le cas d'après ceux qui ont étudié le comportement du biofiltre.

Il est admis, en traitement de l'eau potable que la concentration à l'effluent, de même que le taux d'enlèvement des MES sont fonctions de la perte de charge à travers le filtre. De plus, le taux d'enlèvement des MES est généralement reconnu comme étant une fonction de la charge captée dans le filtre.

4. BIBLIOGRAPHIE

Adin A.; Rebhun M. (1977).

A model to predict concentration and head-loss profiles in filtration". J. Am. Water Works Assoc., 64 (8), pp. 444-453.

Amar D., Faup G.M., Richard Y. et Partos J. (1984).

Épuration aérobie par cultures fixées: Procédé Biofor. Dans: Comptes Rendus, 7^e Symposium sur le traitement des eaux usées, Montréal, 20 et 21 novembre 1984, pp. 159-171.

Amirtharajah A. (1988).

Some théoretical and conceptual views of filtration. J. Am. Water Works Assoc., 80 (12), pp. 36-46.

Degrémont Infilco Ltée (1984).

La filtration biologique sur filtres à sec. Dans: Comptes Rendus, 7^e Symposium sur le traitement des eaux usées, Montréal, 20 et 21 novembre 1984, pp. 1-5.

Gendron Lefebvre (1986).

Étude-pilote de filtration biologique, procédés Biofor/Biodrof: Études préliminaires, Usine d'épuration de Ste-Rose/Auteuil, dossier #30-22284. (Ville de Laval), décembre 1986, 140 p. et 5 annexes.

Hudson H.E. Jr (1981).

Water clarification process: practical desigh and evaluation. Van Nostrand Reinold, Environmental Engineering Series, New York, 353 p..

Kraft A. et Seyfried C.F. (1989).

Biologically intensified filtration (dual-media dry bed filter) for advanced waste water treatment. Dans: Proceedings of the IAWPRC Specialized Conference on Technical Advances in Biofilm Reactors, CFRD-AGHTM (Eds) Paris, April 4-6 1989, Nice, pp. 331-342.

Lab-Teq (1990).

Étude de traitabilité sur Biofor, rapport final. (Ville de Drummondville), juillet 1990, 31 p..

Meunier A. et Grenier J.R. (1986).

Le Traitement des Effluents Urbains Dilués par Biofiltration en Lit Ruisselant. Sci. Tech. Eau, 19 (4), pp. 323-337.

Metcalf Eddy Inc. (1979).

Waste water engineerig: treatment, disposal, reuse. Mc Graw-Hill, second edition, New York, 920 p..

Montgomery Consulting Engineers, Inc. (1985).

Water treatment principles and design. John Wiley and Sons, New York, 696 p..

Särner E. (1986).

Removal of particulate and dissolved organics in aerobic fixed-film biological processes. J. Water Pollut. Control Fed., 58 (2), pp.165-172.

ANNEXE 4

**MÉTHODOLOGIE DE CONSULTATION
DES EXPERTS DE LA BIOFILTRATION**

ANNEXE 4**MÉTHODOLOGIE DE CONSULTATION DES EXPERTS DE LA BIOFILTRATION****1. IDENTIFICATION DES DONNÉES MANQUANTES**

L'opérateur a une compréhension des modes de comportement de son usine. Il posera des actions de contrôle en fonction de l'état de son usine, des perturbations présentes et prévisibles et des objectifs à atteindre. Toutefois, s'il ignore l'influence d'une perturbation sur l'usine, il sera incapable de poser les actions appropriées. Par contre, il sera considéré comme compétent (super-opérateur) s'il a une connaissance complète de la dynamique de son usine.

Dans le présent modèle mental, les modes de comportement de l'usine sont définis par l'ensemble des valeurs cibles des paramètres et de leur dynamique transitoire.

Chacune des valeurs cibles est fonction d'un contexte d'opération:

$$C1 \wedge \dots \wedge Ci \wedge \dots \wedge Cn \longrightarrow \langle P1, \dots, Pm \rangle, \quad (\text{A4.1})$$

où:

$C1 \wedge \dots \wedge Ci \wedge \dots \wedge Cn$ = un contexte d'opération;

$\langle P1, \dots, Pm \rangle$ = valeur cible du vecteur des paramètres qui définit un mode de comportement.

Il est à noter que ce mode de comportement est uniquement déterminé par le contexte d'opération. Ce dernier est formé de deux conjonctions de conditions. L'une correspond aux conditions hydrauliques (le contexte hydraulique) et l'autre aux conditions qualitatives définissant la nature des particules des charges polluantes (le contexte qualitatif des charges). Couillard et Tyagi (1988) ont utilisé une classification similaire lorsqu'ils ont étudié les chocs qualitatifs et quantitatifs des eaux de ruissellement urbain sur un système de traitement à boues activées.

La relation précédente peut alors se formuler de la façon suivante:

$$(C1/\wedge \dots \wedge Ci)/\wedge (Ci+1/\wedge \dots \wedge Cn) \longrightarrow \langle P1, \dots, Pm \rangle, \quad (\text{A4.2})$$

$$EChyd \wedge ECqual \longrightarrow \langle P1, \dots, Pm \rangle, \quad (\text{A4.3})$$

où *EChyd* et *ECqual* sont respectivement les contextes hydraulique et celui des caractéristiques qualitatives des charges.

Maintenant, pour ce qui est de la dynamique transitoire des paramètres, on établit une dépendance fonctionnelle entre le dernier événement d'une catégorie de conditions et les temps de transition partielle des paramètres, ce qui se traduit par la formulation suivante:

$$Canti \wedge Cposi \longrightarrow \langle Tpi1, \dots, Tpim \rangle, \quad (\text{A4.4})$$

où

$$\langle Tpi1, \dots, Tpim \rangle = \text{vecteur des temps de transition partielle des paramètres pour un événement de catégorie } i.$$

Dans le cas présent, il est considéré que le modèle mental est complet si la valeur cible du vecteur des paramètres ainsi que sa dynamique transitoire vers cette valeur sont connues, peu importe le contexte d'opération susceptible d'être observé.

Toutefois, ce n'est pas ce que nous observons présentement. En effet, une portion importante des données sur les modes de comportement est inexistante. Les résultats de l'étude complémentaire ne permettent pas de tirer toutes les valeurs cibles du vecteur des paramètres pour les contextes d'opération observables. De plus, les résultats des essais pilotes ne renseignent en rien sur la dynamique transitoire des paramètres.

En résumé, les données manquantes sont les suivantes:

- en période de temps sec, les résultats ne définissent que la moitié des contextes hydrauliques qui affectent le comportement du biofiltre;

- le décanteur utilisé lors des essais n'était pas du même type que celui de la "STATION EST", soit un décanteur lamellaire;
- en période de pluie, les essais ne couvrent qu'environ 15% des contextes hydrauliques au biofiltre;
- en ce qui concerne l'influence des perturbations autres que la pluie, les résultats demeurent trop fragmentaires et sont sujets à beaucoup d'erreurs de mesures;
- les données sur les variations hebdomadaires (semaine ou fin de semaine) et sur la recirculation des eaux de lavage ont été négligées parce que trop peu de données étaient disponibles pour étudier leur influence;
- enfin, et tel que noté précédemment, les données sur la dynamique transitoire des paramètres sont inexistantes.

L'exploitation des connaissances qualitatives d'experts du domaine du traitement des eaux usées par biofiltration s'avère une solution efficace pour combler le manque de données. Cette quête de données est évidemment basée sur les données disponibles. Pour ce qui est des données de l'analyse complémentaire, elles décrivent bien le comportement du biofiltre en temps sec et elles ont servi d'information de base lorsqu'elles ont été mises à la disposition des experts pour fin de consultation.

2. CONSULTATION DES EXPERTS

2.1 Comportement des paramètres en temps sec

Placée dans le contexte "traitement des eaux usées", une définition élargie de perturbation se lirait comme suit:

"tout changement de conditions hydrauliques et/ou des conditions qualitatives des eaux usées qui affecte l'usine et/ou son affluent;"

Par exemple, une telle définition ne fait pas de distinction entre un changement de conditions produit par une action de contrôle d'un opérateur et une perturbation pluie. De plus, toutes les variations cycliques (journalières, hebdomadaires, etc.) du comportement de la population desservie par le réseau de drainage urbain sont considérées, d'après cette définition, comme étant des perturbations.

Dans le cas présent, on donne un sens beaucoup plus restreint au terme perturbation. Dans le cadre de la présente consultation, une perturbation se définit comme étant l'occurrence d'une condition qualitative qui affecte les conditions spécifiques au temps sec. En d'autres termes, il est de la responsabilité de l'opérateur de déterminer, par ses observations, la nature d'une perturbation.

La première étape de la consultation consiste à compléter, avec l'aide d'experts, les données sur les modes de comportement de l'usine en temps sec.

D'abord, il faut considérer que les données sur la fraction non-décantée sont inexistantes et qu'elles seront fournies par les experts de l'usine. Le tableau A4.1 présente ces données. On y retrouve deux catégories de conditions hydrauliques influençant l'efficacité de la décantation en terme de MES, soit les catégories sur les conditions réelles et théoriques des charges appliquées au décanteur. Evidemment, la vitesse de filtration n'a aucune influence sur la fraction non-décantée puisque la composante de la biofiltration est située en aval des décanteurs.

Selon les experts, les conditions hydrauliques (charge de Hazen) de 0,9, 1,2, 1,5 et 1,8 m/h sont des conditions de charges similaires aux conditions de charges de 15, 20, 25 et 30 m/h au décanteur primaire de l'usine pilote.

La charge théorique au décanteur est la même que la charge réelle si tout le débit généré par le réseau de drainage urbain est acheminé aux unités de la décantation, et que les débits rejetés en amont sont strictement conséquents à l'atteinte de leur capacité maximale hydraulique. La charge réelle sera plus petite que la charge théorique si l'on observe des débits rejetés en amont des décanteurs lorsque cette capacité n'est pas atteinte. Par contre, la charge réelle sera plus grande si les unités de la décantation ne sont pas toutes en fonction. Le concept de charge théorique permet de définir, dans une certaine mesure, les caractéristiques qualitatives des charges polluantes en temps sec.

TABLEAU A4.1 PARAMETRE DE LA FRACTION NON-DÉCANTÉE AUX DÉCANTEURS LAMELLAIRES

* Charge traitée aux décanteurs (m ³ /h.m ²)	Charge théorique aux décanteurs (m ³ /h.m ²)			
	0,9	1,2	1,5	1,8
0,9	0,5	0,4	0,4	0,4
1,2	0,55	0,45	0,45	0,45
1,5	0,6	0,5	0,5	0,5
1,8	0,65	0,6	0,6	0,6

NOTE: * La charge de Hazen à un décanteur lamellaire correspond au débit qui lui est acheminé par unité de surface de Hazen (m³/m².h). La surface de Hazen est la somme des projections horizontales de chacune des lamelles.

Le tableau A4.1 illustre le principe suivant: pour une charge théorique donnée, la fraction non-décantée augmente, c'est-à-dire l'efficacité diminue, lorsque la charge réelle traitée augmente. Ainsi, les charges décantables sont entraînées à l'effluent. Par contre, dans le cas d'une charge réelle donnée, la fraction non-décantée diminue lorsque la charge théorique augmente, ce qui entraîne une augmentation de l'efficacité.

Pour ce qui est du comportement des biofiltres en temps sec, les valeurs manquantes des paramètres ont été interpolées et/ou extrapolées à partir des données obtenues de l'analyse complémentaire. Les tableaux A4.2 et A4.3 illustrent respectivement les données sur la fraction passante en MES et les taux d'augmentation des pertes de charge. Par hypothèse, on présume que ces paramètres en temps sec sont en relation linéaire avec les conditions hydrauliques observées. D'ailleurs les résultats obtenus démontrent la plausibilité de cette hypothèse, surtout lorsqu'il est question du taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles, parce que les valeurs estimées s'ajustent très bien aux valeurs observées.

Le tableau A4.2 permet de décrire brièvement le comportement de la fraction passante au biofiltre en temps sec. Pour une vitesse de filtration donnée, la fraction passante diminue, c'est-à-dire l'efficacité augmente, lorsque la charge réelle traitée au décanteur augmente. Les charges décantables, présentes en plus grand nombre, colmatent plus rapidement le biofiltre et augmentent l'efficacité de la filtration. Tandis que, pour une charge réelle donnée au décanteur, la fraction passante augmente, c'est-à-dire l'efficacité diminue, lorsque la vitesse de filtration augmente. On note qu'un temps de contact plus court diminue significativement les possibilités d'adsorption des matières polluantes dans le milieu filtrant.

Au tableau A4.3, on constate que les mesures sur le taux d'augmentation des pertes de charge, après le dernier décolmatage, sont quasi inexistantes pour les vitesses de filtration de 6 et 8 m/h dans le cas des essais pilotes. Les valeurs de ce taux ont donc été établies en fonction du comportement de ce dernier lorsque la vitesse de filtration est de 4 m/h, et en fonction des tendances du taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles, pour les vitesses de filtration plus grandes que 4 m/h.

TABLEAU A4.2 FRACTION PASSANTE EN MES AUX BIOFILTRÉS

* Charge traitée aux décanteurs (m ³ /h.m ²)	Vitesse de filtration aux biofiltres (m ³ /h.m ²)		
	4	6	8
0,9	** 0,215 (0,217)	0,256	0,297
1,2	0,200 (0,102)	0,241 (0,312)	0,282
1,5	0,184 (0,166)	0,225	0,266 (0,250)
1,8	0,169 (0,185)	0,210	0,251

NOTE: * La charge de Hazen (m³/h.m²);

** Les valeurs entre parenthèses correspondent aux valeurs de la fraction passante mesurées lors des essais pilotes.

TABLEAU A4.3 PARAMETRES DES PERTES DE CHARGE AUX BIOFILTRES**TAUX D'AUGMENTATION DES PERTES DE CHARGE RÉSIDUELLES**

* Charge traitée aux décanteurs (m ³ /h.m ²)	Vitesse de filtration aux biofiltres (m ³ /h.m ²)		
	4	6	8
0,9	** 0,0102 (0,0102)	0,0106	0,0110
1,2	0,0112 (0,0099)	0,0116 (0,0114)	0,0120
1,5	0,0123 (0,0116)	0,0127	0,0131 (0,0131)
1,8	0,0133 (0,0138)	0,0137	0,0141

TAUX D'AUGMENTATION DES PERTES DE CHARGE APRES LE DERNIER DÉCOLMATAGE

* Charge traitée aux décanteurs (m ³ /h.m ²)	Vitesse de filtration aux biofiltres (m ³ /h.m ²)		
	4	6	8
0,9	** 0,0883 (0,0879)	0,0918	0,0954
1,2	0,1121	0,1166	0,1211
1,5	0,1359 (0,1476)	0,1413	0,1468 (0,0448)
1,8	0,1597 (0,1555)	0,1660	0,1725

NOTE: * La charge de Hazen (m³/h.m²);

** Les valeurs entre parenthèses correspondent aux valeurs de la fraction passante mesurées lors des essais pilotes.

Naturellement, cette forme d'extrapolation est intuitive, mais correspond vraisemblablement à une réalité puisque pour une vitesse de filtration de 4 m/h, ces deux mêmes taux illustrés au tableau A4.3 augmentent lorsque la charge au décanteur augmente. On observe aussi une augmentation constante du taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles lorsque la vitesse de filtration augmente. Ce facteur d'augmentation est appliqué au taux d'augmentation des pertes de charge après le dernier décolmatage.

2.2 Comportement des paramètres en période de perturbation

En période de perturbation, les résultats de l'analyse complémentaire ne permettent pas d'extrapoler, à l'aide de méthodes quantitatives, les valeurs des paramètres pour toutes les conditions hydrauliques susceptibles de se produire à l'usine. Toutefois, il est possible d'obtenir une estimation de ces valeurs en consultant des experts.

En se basant sur les conditions de temps sec, la méthode de consultation proposée permet d'évaluer les paramètres, et ce, pour tous les contextes d'opérations susceptibles d'être observés.

En temps sec, les conditions hydrauliques sont les seules qui déterminent les valeurs cibles des paramètres puisque, par définition, les conditions de temps sec sont exemptes de perturbations. La relation A4.3 permet de déduire la relation suivante:

$$E_{Chyd} \longrightarrow \langle P1, .., Pm \rangle. \quad (A4.5)$$

La quête de données sur les valeurs cibles consistera, lors de la consultation, à obtenir des données qualitatives concernant l'influence des perturbations sur les valeurs des paramètres de temps sec. Les questions posées aux experts durant cette consultation peuvent se traduire par la relation suivante:

$$E_{Chyd} \wedge E_{Cqual} \longrightarrow \langle \langle P1, .., Pm \rangle + \langle I1, .., Im \rangle \rangle, \quad (A4.6)$$

où:

$\langle I_1, \dots, I_m \rangle$ = vecteur d'influence sur les paramètres d'un changement de nature qualitative des eaux usées par rapport à des conditions de temps sec.

Afin de simplifier le tout, il faut présumer qu'une seule perturbation à la fois risque de se produire, ainsi la relation précédente est reformulée comme suit:

$$E_{Chyd} \wedge Cat \wedge Cqe \longrightarrow \langle \langle P_1, \dots, P_m \rangle + \langle I_1, \dots, I_m \rangle \rangle, \quad (A4.7)$$

où:

Cat = catégorie de l'ensemble ECqual définissant la nature de la perturbation;

Cqe = condition définissant l'intensité de cette perturbation.

Aux fins de la consultation, deux conditions hydrauliques par paramètre sont retenues pour évaluer l'influence des perturbations. Ces conditions sont celles utilisées aux tableaux précédents. Ainsi, la relation précédente est réécrite sous la forme suivante:

$$Cat \wedge Par \wedge Chk \wedge Chl \wedge Cqe \longrightarrow Ppar + Ipar, \quad (A4.8)$$

où:

Par = le paramètre considéré;

Chk et Chl = les deux conditions hydrauliques respectivement des catégories k et l ayant une influence sur le paramètre Par ;

$Ppar$ = la valeur, en temps sec, du paramètre Par pour les conditions hydrauliques Chk et Chl ;

I_{par} = l'influence de la perturbation d'intensité C_{qe} sur le paramètre Par .

Maintenant, en ce qui concerne les temps de transition partielle, la quête de données consistera à s'informer des temps de transition (temps de recouvrement) des paramètres vers leurs valeurs cibles lors de la manifestation (de l'arrêt) de cette perturbation, étant donné des conditions hydrauliques constantes. La quête d'information sur les temps de transition partielle peut être formulée de la manière suivante:

$$Cat \wedge Par \wedge Chk \wedge Chl \wedge C_{qp} \wedge C_{qe} \longrightarrow T_{ppar}, \quad (A4.9)$$

où:

C_{qp} et C_{qe} = respectivement les intensités des conditions passée et présente de la catégorie Cat correspondant à la nature de la perturbation;

T_{ppar} = temps de transition partielle correspondant à l'intensité de cette perturbation.

Cette dernière formulation est générale. Elle considère tous les cas transitoires possibles d'une intensité de perturbation à une autre, pour un paramètre et une catégorie de perturbation donnés.

Dans la situation particulière où l'intensité de la condition passée est nulle ($C_{qp} = 0$: absence de perturbation), la formulation précédente devient:

$$Cat \wedge Par \wedge Chk \wedge Chl \wedge C_{qe} \longrightarrow T_{ppar}. \quad (A4.10)$$

Dans la situation inverse où il y a absence de perturbation après le changement de condition, cette même formulation devient:

$$Cat \wedge Par \wedge Chk \wedge Chl \wedge C_{qp} \longrightarrow T_{ppar}, \quad (A4.11)$$

où:

$Trpar$ = temps de recouvrement partiel du paramètre Par .

En fait, les trois relations élaborées précédemment, dont voici à nouveau la formulation:

$$Cat \wedge Par \wedge Chk \wedge Chl \wedge Cqe \longrightarrow Ppar + Ipar, \quad (A4.8)$$

$$Cat \wedge Par \wedge Chk \wedge Chl \wedge Cqe \longrightarrow Tppar, \quad (A4.10)$$

$$Cat \wedge Par \wedge Chk \wedge Chl \wedge Cqp \longrightarrow Trpar, \quad (A4.11)$$

constituent la base de la méthodologie de notre consultation auprès des experts.

La première relation répond à la question suivante:

- Dans des conditions de temps sec, quelle influence peut avoir l'avènement d'une perturbation sur les valeurs cibles de chacun des paramètres du modèle ?

La deuxième relation, quant à elle, répond à une question comme celle-ci:

- Quels sont les temps de transition des paramètres vers de nouvelles valeurs cibles lors de la manifestation de cette perturbation ?

Enfin la troisième relation répond à une question similaire à la deuxième, qui se lirait comme suit:

- Quels sont les temps de recouvrement des paramètres vers les valeurs cibles de temps sec lorsque cette perturbation prend fin ?

2.3 Rapport de consultation des experts

Le rapport de consultation des experts est donné à l'annexe 5.

3. **BIBLIOGRAPHIE**

Couillard D. et Tyagi R.D. (1988).

Étude des chocs qualitatifs et quantitatifs des eaux de ruissellement urbain sur un système de traitement à boues activées. *Environmental Technology Letters*, 9, pp. 1327-1342.

ANNEXE 5

**RAPPORT DE CONSULTATION
DES EXPERTS**

**INFLUENCE DES PERTURBATIONS
SUR LES DIFFÉRENTS PARAMETRES
PAR RAPPORT AU TEMPS SEC**

**TRAITEMENT DES EAUX USÉES PAR
DÉCANTATION ET BIOFILTRATION**

PARAMETRE DE LA DÉCANTATION
FRACTION PASSANTE AU DÉCANTEUR

- Pourcentage de variation par rapport au temps sec
- Temps de transition
- Temps de recouvrement

PARAMETRE : fraction passante au décanteur
 PERTURBATION : pluie 1/semaine
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée décanteur	Charge théorique au décanteur : correspond au débit généralé par le réseau (qualité des eaux usées)			
	0,9	1,2	1,5	1,8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	5,1,3 "	5,1,3 "	5,1,3 "	5,1,3 "
1,8 PLV PLS	5,1,3 "	5,1,3 "	5,1,3 "	5,1,3 "

- * La charge au décanteur lamellaire est mesurée en terme de mètres cubes par mètre carré de la somme des projections horizontales des surfaces des lamelles;
- ** Aux coordonnées (x,y,z), x est le pourcentage de variation du paramètre par rapport au temps sec, y est le temps de transition de la valeur en période de temps sec vers sa valeur en période de perturbation, z est le temps de recouvrement de sa valeur en période de perturbation vers sa valeur en période de temps sec.

PARAMETRE : fraction passante au décanteur
 PERTURBATION : pluie 2/mois
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Charge théorique au décanteur : correspond au débit généralisé par le réseau			
	0,9	1,2	1,5	1,8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	5,1,3 "	5,1,3 "	5,1,3 "	5,1,3 "
1,8 PLV PLS	5,1,3 "	5,1,3 "	5,1,3 "	10,1,3 "

* Idem.

** Idem.

PARAMETRE : fraction passante au décanteur
 PERTURBATION : pluie 1/mois
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Charge théorique au décanteur : correspond au débit général par le réseau			
	0,9	1,2	1,5	1,8
0,9 PLV PLS	10,1,3** "	10,1,3 "	10,1,3 "	10,1,3 "
1,2 PLV PLS	5,1,3 "	10,1,3 "	10,1,3 "	10,1,3 "
1,5 PLV PLS	5,1,3 "	10,1,3 "	10,1,3 "	10,1,3 "
1,8 PLV PLS	10,1,3 "	10,1,3 "	10,1,3 "	20,1,3 "

* Idem.

** Idem.

PARAMETRE : fraction passante au décanteur
 PERTURBATION : pluie 2/saison
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Charge théorique au décanteur : correspond au débit généré par le réseau			
	0,9	1,2	1,5	1,8
0,9 PLV PLS	10,1,3** "	10,1,3 "	10,1,3 "	10,1,3 "
1,2 PLV PLS	10,1,3 "	10,1,3 "	10,1,3 "	10,1,3 "
1,5 PLV PLS	20,1,3 "	20,1,3 "	20,1,3 "	20,1,3 "
1,8 PLV PLS	20,1,3 "	20,1,3 "	20,1,3 "	20,1,3 "

* Idem.

** Idem.

PARAMETRE : fraction passante au décanteur
 PERTURBATION : pluie 1/saison
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Charge théorique au décanteur : correspond au débit généré par le réseau			
	0,9	1,2	1,5	1,8
0,9 PLV PLS	10,1,3** "	10,1,3 "	10,1,3 "	10,1,3 "
1,2 PLV PLS	10,1,3 "	10,1,3 "	10,1,3 "	10,1,3 "
1,5 PLV PLS	30,1,3 "	30,1,3 "	30,1,3 "	30,1,3 "
1,8 PLV PLS	30,1,3 "	30,1,3 "	30,1,3 "	30,1,3 "

* Idem;

** Idem.

PARAMETRE : fraction passante au décanteur
 PERTURBATION : vidange des réservoirs après une pluie 1/semaine ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Charge théorique au décanteur : correspond au débit généré par le réseau			
	0,9	1,2	1,5	1,8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	25,0,0 "	30,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	20,0,0 "	30,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	20,0,0 "	30,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	10,0,0 "	0,0,0 "

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, il n'y a pas lieu de créer de distinction sur les caractéristiques des eaux usées provenant des réservoirs suite aux différentes pluies. Pierre Lavallée est d'accord avec ce commentaire.

PARAMETRE : fraction passante au décanteur
 PERTURBATION : peu ou beaucoup de matières flottantes ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Charge théorique au décanteur : correspond au débit généré par le réseau			
	0,9	1,2	1,5	1,8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, la fraction passante est la même qu'en temps sec. Pierre Lavallée est d'accord avec ce commentaire.

PARAMETRE : fraction passante au décanteur
PERTURBATION : peu d'huile ou de graisses ***
EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Charge théorique au décanteur : correspond au débit généré par le réseau			
	0,9	1,2	1,5	1,8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, la fraction passante est la même qu'en temps sec. Pierre Lavallée est d'accord avec ce commentaire.

PARAMETRE : fraction passante au décanteur
 PERTURBATION : beaucoup d'huile ou de graisses ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur		Charge théorique au décanteur : correspond au débit généré par le réseau			
		0,9	1,2	1,5	1,8
0,9	PLV	0,0,0**	0,0,0	0,0,0	0,0,0
	PLS	50,2,0	50,2,0	50,2,0	50,2,0
1,2	PLV	0,0,0	0,0,0	0,0,0	0,0,0
	PLS	50,2,0	50,2,0	50,2,0	50,2,0
1,5	PLV	0,0,0	0,0,0	0,0,0	0,0,0
	PLS	50,2,0	50,2,0	50,2,0	50,2,0
1,8	PLV	0,0,0	0,0,0	0,0,0	0,0,0
	PLS	50,2,0	50,2,0	50,2,0	50,2,0

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, la fraction passante est la même qu'en temps sec. Selon Pierre Lavallée, l'efficacité de la décantation risque sensiblement de diminuer à cause de l'encrassement des lamelles. Il faut, par conséquent, prendre une action immédiate en détournant les débits qui sont acheminés aux décanteurs lamellaires.

PARAMETRE : fraction passante au décanteur
 PERTURBATION : Les chocs toxiques ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Charge théorique au décanteur : correspond au débit généré par le réseau			
	0,9	1,2	1,5	1,8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, peu importe le type de choc toxique, la fraction passante est la même qu'en temps sec. Pierre Lavallée est d'accord avec ce commentaire.

PARAMETRE : fraction passante au décanteur
 PERTURBATION : choc organique soluble entre 1 et 8 heures
 : choc organique soluble plus grand que 8 heures
 : choc organique particulaire faible ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Charge théorique au décanteur : correspond au débit généré par le réseau			
	0,9	1,2	1,5	1,8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "

* Idem.

** Idem.

*** Selon Pierre Lavallée, la fraction passante est la même qu'en temps sec. Paul Lessard est d'accord avec ce commentaire.

PARAMETRE : fraction passante au decanteur
 PERTURBATION : choc organique particulaire fort ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au decanteur	Charge théorique au decanteur : correspond au débit général par le réseau			
	0,9	1,2	1,5	1,8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	25,0,0 "	25,0,0 "	25,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	25,0,0 "	25,0,0 "	35,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "

* Idem.

** Idem.

PARAMETRES DE LA BIOFILTRATION

FRACTION PASSANTE AU BIOFILTRE

- Pourcentage de variation par rapport au temps sec
- Temps de transition
- Temps de recouvrement

PARAMETRE : fraction passante au biofiltre
 PERTURBATION : pluie 1/semaine ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "

- * Le charge au décanteur lamellaire est mesurée en terme de mètres cubes par mètre carré de la somme des projections horizontales des surfaces des lamelles;
- ** Aux coordonnées (x,y,z), x est le pourcentage de variation du paramètre par rapport au temps sec, y est le temps de transition de sa valeur en période de temps sec vers sa valeur en période de perturbation, z est le temps de recouvrement de sa valeur en période de perturbation vers sa valeur en période de temps sec;
- *** Selon Paul Lessard, la fraction passante est la même qu'en temps sec peu importe l'intensité de la pluie. Pierre Lavallée est d'accord avec ce commentaire.

PARAMETRE : fraction passante au biofiltre
 PERTURBATION : vidange des réservoirs après une pluie ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, la fraction passante est la même qu'en temps sec peu importe l'intensité de la pluie; il n'y a pas lieu de créer de distinction sur les caractéristiques des eaux usées provenant des réservoirs suite aux différentes pluies. Pierre Lavallée est d'accord avec ce commentaire.

PARAMETRE : fraction passante au biofiltre
 PERTURBATION : peu de matières flottantes ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, la fraction passante est la même qu'en temps sec. Pierre Lavallée est d'accord avec ce commentaire.

PARAMETRE : fraction passante au biofiltre
 PERTURBATION : beaucoup de matières flottantes ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, la fraction passante est la même qu'en temps sec. Pierre Lavallée est d'accord avec ce commentaire; il ajoute cependant qu'il faut prendre une action immédiate dès que l'on observe cette perturbation; la présence de beaucoup de matières flottantes a comme conséquence de colmater rapidement en surface le milieu filtrant du biofiltre; il faut prendre action de façon à garder le maximum de disponibilité des unités de la biofiltration.

PARAMETRE : fraction passante au biofiltre
 PERTURBATION : peu d'huile ou de graisses ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, la fraction passante est la même qu'en temps sec. Pierre Lavallée est d'accord avec ce commentaire.

PARAMETRE : fraction passante au biofiltre
 PERTURBATION : beaucoup d'huile ou de graisses ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, la fraction passante est la même qu'en temps sec. Pierre Lavallée est d'accord avec ce commentaire. Il ajoute qu'il faut prendre une action immédiate en détournant les eaux usées des unités de la biofiltration et en les lavant afin de minimiser le contact de ce polluant avec les microorganismes fixés au milieu filtrant.

PARAMETRE : fraction passante au biofiltre
PERTURBATION : déversement d'une toxicité faible (org ou inorg) ***
EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, la fraction passante est la même qu'en temps sec. Pierre Lavallée est d'accord avec ce commentaire, mais il y a une baisse de l'enlèvement de la DBO.

PARAMETRE : fraction passante au biofiltre
 PERTURBATION : déversement d'une toxicité moyenne organique ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV	25,20,84**	25,20,84	25,20,84
0,9 PLS	0,0,0	0,0,0	0,0,0
1,2 PLV	25,20,84	25,20,84	25,20,84
1,2 PLS	0,0,0	0,0,0	0,0,0
1,5 PLV	25,20,84	25,20,84	25,20,84
1,5 PLS	0,0,0	0,0,0	0,0,0
1,8 PLV	25,20,84	25,20,84	25,20,84
1,8 PLS	0,0,0	0,0,0	0,0,0

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, la fraction passante est la même qu'en temps sec. Pour Pierre Lavallée, il y a augmentation possible de la fraction passante en MES due à une mortalité des microorganismes du milieu filtrant, et une baisse de l'enlèvement de la DBO.

PARAMETRE : fraction passante au biofiltre
 PERTURBATION : déversement d'une toxicité moyenne inorganique ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV	25,4,36**	25,4,36	25,4,36
0,9 PLS	0,0,0	0,0,0	0,0,0
1,2 PLV	25,4,36	25,4,36	25,4,36
1,2 PLS	0,0,0	0,0,0	0,0,0
1,5 PLV	25,4,36	25,4,36	25,4,36
1,5 PLS	0,0,0	0,0,0	0,0,0
1,8 PLV	25,4,36	25,4,36	25,4,36
1,8 PLS	0,0,0	0,0,0	0,0,0

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, la fraction passante est la même qu'en temps sec. Pour Pierre Lavallée, il y a augmentation possible de la fraction passante en MES due à une mortalité des microorganismes du milieu filtrant, et une baisse de l'enlèvement de la DBO.

PARAMETRE : fraction passante au biofiltre
 PERTURBATION : déversement d'une toxicité forte organique ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	25,24,120**	25,24,120	25,24,120
1,2 PLV PLS	25,24,120	25,24,120	25,24,120
1,5 PLV PLS	25,24,120	25,24,120	25,24,120
1,8 PLV PLS	25,24,120	25,24,120	25,24,120

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, il y a une augmentation de la fraction passante sans toutefois pouvoir l'évaluer. Pour Pierre Lavallée, il y a augmentation de la fraction passante en MES due à une mortalité des microorganismes du milieu filtrant, et une baisse de l'enlèvement de la DBO; il faut de plus prendre une action immédiate en détournant les eaux toxiques des unités de la biofiltration puisque qu'il y a une perte à long terme de l'efficacité de la filtration.

PARAMETRE : fraction passante au biofiltre
 PERTURBATION : déversement d'une toxicité forte inganique ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	60,4,96**	60,4,96	60,4,96
1,2 PLV PLS	60,4,96	60,4,96	60,4,96
1,5 PLV PLS	60,4,96	60,4,96	60,4,96
1,8 PLV PLS	60,4,96	60,4,96	60,4,96

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, il y a une augmentation de la fraction passante sans toutefois pouvoir l'évaluer. Pour Pierre Lavallée, il y a augmentation de la fraction passante en MES due à une mortalité des microorganismes du milieu filtrant, et une baisse de l'enlèvement de la DBO; il faut de plus prendre une action immédiate en détournant les eaux toxiques des unités de la biofiltration puisque qu'il y a une perte à long terme de l'efficacité de la filtration.

PARAMETRE : fraction passante au biofiltre
PERTURBATION : tous les chocs organiques ***
EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "

* Idem.

** Idem.

*** Selon Pierre Lavallée, la fraction passante est la même qu'en temps sec. Paul Lessard est d'accord avec ce commentaire.

PARAMETRES DE LA BIOFILTRATION

TAUX D'AUGMENTATION DES PERTES DE CHARGES RÉSIDUELLES

- Pourcentage de variation par rapport au temps sec
- Temps de transition
- Temps de recouvrement

PARAMETRE : taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles
 PERTURBATION : pluie 1/semaine
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traité au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	30,1,3** 	45,1,3 	60,1,3
1,2 PLV PLS	50,1,3 	75,1,3 	90,1,3
1,5 PLV PLS	60,1,3 	75,1,3 	100,1,3
1,8 PLV PLS	80,1,3 	90,1,3 	100,1,3

- * Le charge au décanteur lamellaire est mesurée en terme de mètres cubes par mètre carré de la somme des projections horizontales des surfaces des lamelles.
- ** Aux coordonnées (x,y,z), x est le pourcentage de variation du paramètre par rapport au temps sec, y est le temps de transition de sa valeur en période de temps sec vers sa valeur en période de perturbation, z est le temps de recouvrement de sa valeur en période de perturbation vers sa valeur en période de temps sec.

PARAMETRE : taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles
 PERTURBATION : pluie 2/mois
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traité au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	45,1,3** "	60,1,3 "	75,1,3 "
1,2 PLV PLS	65,1,3 "	90,1,3 "	105,1,3 "
1,5 PLV PLS	80,1,3 "	100,1,3 "	125,1,3 "
1,8 PLV PLS	95,1,3 "	115,1,3 "	150,1,3 "

* Idem.

** Idem.

PARAMETRE : taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles
 PERTURBATION : pluie 1/mois
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traité au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	60,1,3** "	75,1,3 "	90,1,3 "
1,2 PLV PLS	80,1,3 "	110,1,3 "	120,1,3 "
1,5 PLV PLS	105,1,3 "	135,1,3 "	150,1,3 "
1,8 PLV PLS	115,1,3 "	145,1,3 "	200,1,3 "

* Idem.

** Idem.

PARAMETRE : taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles
 PERTURBATION : pluie 2/saison
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traité au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	80,1,3** "	90,1,3 "	105,1,3 "
1,2 PLV PLS	100,1,3 "	125,1,3 "	140,1,3 "
1,5 PLV PLS	125,1,3 "	160,1,3 "	175,1,3 "
1,8 PLV PLS	130,1,3 "	170,1,3 "	250,1,3 "

* Idem.

** Idem.

PARAMETRE : taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles
 PERTURBATION : pluie 1/saison
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traité au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	100,1,3** "	100,1,3 "	120,1,3 "
1,2 PLV PLS	125,1,3 "	150,1,3 "	150,1,3 "
1,5 PLV PLS	150,1,3 "	200,1,3 "	200,1,3 "
1,8 PLV PLS	150,1,3 "	200,1,3 "	300,1,3 "

* Idem.

** Idem.

PARAMETRE : taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles
 PERTURBATION : vidange des réservoirs du réseau ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, le taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles est le même qu'en temps sec. Pierre Lavallée est d'accord avec ce commentaire.

PARAMETRE : taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles
 PERTURBATION : peu de matières flottantes
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	50,0,0** "	50,0,0 "	50,0,0 "
1,2 PLV PLS	50,0,0 "	50,0,0 "	50,0,0 "
1,5 PLV PLS	50,0,0 "	50,0,0 "	50,0,0 "
1,8 PLV PLS	50,0,0 "	50,0,0 "	50,0,0 "

* Idem.

** Idem.

PARAMETRE : taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles
 PERTURBATION : beaucoup de matières flottantes
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	100,0,0** "	100,0,0 "	100,0,0 "
1,2 PLV PLS	100,0,0 "	100,0,0 "	100,0,0 "
1,5 PLV PLS	100,0,0 "	100,0,0 "	100,0,0 "
1,8 PLV PLS	100,0,0 "	100,0,0 "	100,0,0 "

* Idem.

** Idem.

PARAMETRE : taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles
 PERTURBATION : peu d'huile ou de graisses ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, le taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles est le même qu'en temps sec. Pierre Lavallée est d'accord avec ce commentaire.

PARAMETRE : taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles
 PERTURBATION : beaucoup d'huile ou de graisses
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	25,0,0** "	25,0,0 "	25,0,0 "
1,2 PLV PLS	25,0,0 "	25,0,0 "	25,0,0 "
1,5 PLV PLS	25,0,0 "	25,0,0 "	25,0,0 "
1,8 PLV PLS	25,0,0 "	25,0,0 "	25,0,0 "

* Idem.

** Idem.

PARAMETRE : taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles
 PERTURBATION : tous les chocs toxiques ***
 EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	0,0,0** "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,2 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,5 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "
1,8 PLV PLS	0,0,0 "	0,0,0 "	0,0,0 "

* Idem.

** Idem.

*** Selon Paul Lessard, il y aurait peut-être une diminution du taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles sans toutefois pouvoir l'évaluer; sinon il faut prendre comme valeur du paramètre celle du temps sec. Il y a une diminution de l'activité microbienne, donc un colmatage moins rapide du milieu filtrant, par conséquent une diminution du taux. Il y aurait peut-être aussi une mortalité de la masse bactériologique, donc un colmatage plus rapide du milieu filtrant, par conséquent une augmentation du taux. Pierre Lavallée est d'accord avec ce commentaire. Il croit que le processus de mortalité est dominant lorsque la toxicité des eaux est forte.

PARAMETRE : taux d'augmentation des pertes de charge résiduelles
PERTURBATION : tous les chocs organiques
EXPERT : Paul Lessard (PLS), Pierre Lavallée (PLV)

* Charge traitée au décanteur	Vitesse de filtration au biofiltre (m ³ /m ² /heure)		
	4	6	8
0,9 PLV PLS	10,0,0** "	10,0,0 "	10,0,0 "
1,2 PLV PLS	10,0,0 "	10,0,0 "	10,0,0 "
1,5 PLV PLS	10,0,0 "	10,0,0 "	10,0,0 "
1,8 PLV PLS	10,0,0 "	10,0,0 "	10,0,0 "

* Idem.

** Idem.

ANNEXE 6

OPÉRATION DE L'"ASSIS"

ANNEXE 6

OPÉRATION DE L'"ASSIS"

La présente annexe décrit brièvement deux modes d'utilisation du système d'aide à la supervision. Ces deux modes sont:

- l'utilisation lors de la planification des interventions pour l'élaboration des stratégies optimales de contrôle;
- l'utilisation lors de l'analyse historique des modes de comportement du procédé.

Pour chaque mode d'utilisation, il y est défini les accumulations de données nécessaires à l'initialisation de ce mode. Notons que le programme est en TURBO-PROLOG, et que pour chaque accumulation de données, il y est défini le prédicat, les arguments, la dépendance fonctionnelle entre ces arguments. Toutefois, notons qu'il n'existe pas d'interface graphique pour l'utilisation du programme; Le développement de cette interface ne faisait pas partie des buts de la présente recherche.

Définissons d'abord, les données communes nécessaires à l'utilisation de ces deux modes.

1. DONNÉES COMMUNES A LA PLANIFICATION ET L'ANALYSE HISTORIQUE

Les données utilisées par la planification et l'analyse historique sont les suivantes:

- données sur la configuration du procédé;
- données sur les connaissances expertes;
- données d'horloge.

1.1 Données sur la configuration du procédé

Un ensemble d'accumulations de données sert à définir la configuration du procédé de biofiltration. Ces données sont les suivantes.

1.1.1 Association d'un biofiltre à une batterie de biofiltres

bat_flt(Id,Bat)

df: Id \longrightarrow Bat,

Id = identificateur d'un biofiltre;

Bat = identificateur d'une batterie de biofiltres.

1.1.2 Données sur les décanteurs primaires lamellaires

ndpx(Ndp)

Ndp = nombre de décanteurs primaires;

projhlamex(Proj)

Proj = surface de la projection horizontale d'une lamelle d'un décanteur lamellaire.

1.1.3 Données sur les biofiltres

nbix(Nbi)

Nbi = nombre de biofiltres.

surfbix(Surf)

Surf = surface d'un biofiltre.

1.1.4 Données sur la charge hydraulique maximale aux décanteurs $\text{max_chsupdp}(Ch_{\text{maxdp}})$ Ch_{maxdp} = charge maximale aux décanteurs primaires lamellaires.**1.1.5 Données sur la vitesse de filtration maximale aux biofiltres** $\text{max_vfflt}(V_{\text{max}})$ V_{max} = vitesse de filtration maximale aux biofiltres.**1.1.6 Données sur le temps de lavage des biofiltres** $\text{tlavag}(T_{\text{lav}})$ T_{lav} = temps de lavage d'un biofiltre.**1.1.7 Données sur la charge hydraulique maximale aux décanteurs secondaires tubulaires** $\text{qmaxds}(Q_{\text{maxds}})$ Q_{maxds} = charge hydraulique maximale aux décanteurs secondaires tubulaires.**1.1.8 Données sur la concentration en MES des eaux de lavage à l'effluent des biofiltres** $\text{meseaulav}(M_{\text{lv}})$ M_{lv} = concentration en MES des eaux de lavage à l'effluent des biofiltres.

1.1.9 Données sur la concentration en MES des eaux recirculées à l'effluent des décanteurs secondaires tubulaires

mesrecirx(Mrc)

Mrc = concentration en MES des eaux recirculées à l'effluent des décanteurs secondaires tubulaires.

1.1.10 Données sur la charge hydraulique maximale à l'usine en période de vidange des réservoirs du réseau

qmaxshxx(Qmaxsh)

Qmaxsh = charge hydraulique maximale à l'usine en période de surcharge hydraulique.

1.2 Données sur les connaissances expertes

1.2.1 Données sur le degré d'influence des perturbations

infl_eff(Cat,Par,Ci,Cj,Ce,Xeff)

df: Cat,Par,Ci,Cj,Ce → Xeff

Cat = identificateur de la catégorie de la perturbation;

Par = identificateur du paramètre;

Ci = identificateur de la première condition hydraulique d'opération;

Cj = identificateur de la deuxième condition hydraulique d'opération;

Ce = identificateur de la perturbation existante;

Xeff = influence en pourcentage de la perturbation sur le paramètre par rapport au temps sec.

1.2.2 Données sur les temps de transition et de recouvrement

$t_trans(Cat, Par, Cp, Ce, Tt)$

df: $Cat, Par, Cp, Ce \longrightarrow Tt$

Cat = identificateur de la catégorie de la perturbation;

Par = identificateur du paramètre;

Cp = identificateur de la condition d'opération précédente de la catégorie de perturbation Cat;

Ce = identificateur de la condition d'opération existante de la catégorie de perturbation Cat;

Tt = temps de transition du paramètre Par.

1.2.3 Données sur les influences des perturbations sur les concentration en MES

$pollut_c(Cat, Ce, Infmes)$

df: $Cat, Pert \longrightarrow Infmes$

Cat = identificateur de la catégorie de la perturbation;

Ce = identificateur de la condition d'opération existante de la catégorie de perturbation Cat;

Infmes = influence en pourcentage sur les concentrations en MES.

1.2.4 Données sur les concentrations en MES dans les réservoirs du réseau

$pollut_sh(Sh, Infmes)$

df: $Sh \longrightarrow Mes$

Sh = identificateur de la surcharge hydraulique;

Mes = influence en pourcentage sur les concentrations en MES.

1.3 Données d'horloge

nb_jour_mois(M,J,Cumj)

df: M \longrightarrow J,Cumj

M = identificateur du mois;

J = nombre de jour durant le mois M;

Cumj = nombre de jours cumulés depuis le début de l'année.

2. PLANIFICATION DES INTERVENTIONS

Les données suivantes requises à la planification des interventions sont:

- données sur les hydrogrammes et les pollutogrammes;
- données initiales sur les contextes d'opération présent et passé;
- données sur les événements prévisibles;
- données sur les objectifs du contrôle;
- données sur les stratégies de contrôle.

2.1 Données requises à la planification

2.1.1 Données sur les hydrogrammes et pollutogrammes

2.1.1.1 Données sur les hydrogrammes de temps de pluie

hyd_tpl(Bas,Pl,Tp,Qpl,Mpl)

df: Bas,Pl,Tp \longrightarrow Qpl,Mpl

Bas = identificateur du sous-bassin de drainage;

Pl = identificateur de la fréquence de la pluie;

T_p = temps depuis le début de la pluie;
 Q_{pl} = débit généré par le sous-bassin;
 M_{pl} = Les concentrations en MES.

2.1.1.2 Données sur l'importance de l'apport des hydrogrammes de temps de pluie des sous-bassins du bassin versant

$k_{plbasx}(Bas, Impor)$
 df: Bas \longrightarrow Impor

Bas = identificateur du sous-bassin de drainage;
 $Impor$ = Importance des hydrogrammes de temps de pluie du sous-bassin de drainage.

2.1.1.3 Données de l'hydrogramme et le pollutogramme en temps sec

$hyd_ts(T_j, Q_{ts}, M_{ts})$
 df: T_j \longrightarrow Q_{ts}, M_{ts}

T_j = temps depuis le début de la journée;
 Q_{ts} = débit généré par l'ensemble du réseau;
 M_{ts} = Les concentrations en MES.

2.1.2 **Données initiales sur les contextes d'opération présent et passé**

$ctxtrpx(Cat, H, J, M, A, C_p, C_e)$
 df: Cat, H, J, M, A \longrightarrow C_p, C_e

Cat = identificateur de la catégorie de conditions;
 H = heure de l'avènement d'une nouvelle condition d'opération;
 J = jour de l'avènement d'une nouvelle condition d'opération;
 M = mois de l'avènement d'une nouvelle condition d'opération;
 A = année de l'avènement d'une nouvelle condition d'opération;
 C_p = condition d'opération précédente de la catégorie Cat;
 C_e = condition d'opération existante de la catégorie Cat.

2.1.3 Données sur les événements prévisibles

perturbea(Ip,Cat,Hi,Hi,Ji,Mi,Ai,Hf,Jf,Mf,Af,Pert)

df: Ip,Cat,Hi,Hi,Ji,Mi,Ai,Hf,Jf,Mf,Af → Pert

- Ip = identificateur de la perturbation (détectée ou anticipée);
- Cat = identificateur de la catégorie de perturbation;
- Hi = heure du début de la perturbation;
- Ji = jour du début de la perturbation;
- Mi = mois du début de la perturbation;
- Ai = année du début de la perturbation;
- Hf = heure de la fin de la perturbation;
- Jf = jour de la fin de la perturbation;
- Mf = mois de la fin de la perturbation;
- Af = année de la fin de la perturbation;
- Pert = identificateur de l'intensité de la perturbation.

2.1.4 Données sur les objectifs du contrôle

2.1.4.1 Données sur les priorités des objectifs de contrôle

prio_fobjx(Pq,Pdisp,Pminact)

- Pq = indice de priorité de l'objectif afin de maximiser le débit traité à l'usine;
- Pdisp = indice de priorité de l'objectif afin de maximiser la disponibilité des équipements;
- Pminact = indice de priorité de l'objectif afin de minimiser l'activité des équipements.

2.1.4.2 Données sur les degrés d'importance des pertes de charge

prio_chfixx(Ppcd,Ppch)

Ppcd = indice d'importance des pertes de charge résiduelles;

Ppch = indice d'importance des pertes de charge après le dernier décolmatage.

2.1.4.3 Donnée sur l'intervalle de temps avant une pluie où l'objectif est la maximisation de la disponibilité des équipements

t_maxdisp_equipx(Tdisp)

Tdisp = intervalle de temps avant une pluie où l'objectif est la maximisation de la disponibilité des équipements.

2.1.5 **Données sur les stratégies de contrôle**

2.1.5.1 Données sur les contraintes des variables de contrôle

ctvcontx(Varc,Min,Max)

df: Varc \longrightarrow Min,Max

Varc = identificateur de la variable de contrôle;

Min = minimum de la variable de contrôle;

Max = maximale de la variable de contrôle.

2.1.5.2 Données sur l'intervalle de la mémoire à moyen terme de l'opérateur

int_histx(Ih)

Ih = intervalle de la mémoire à moyen terme.

2.1.5.3 Données sur les pas de simulation

pas_simulx(P)

P = intervalle du pas de simulation

2.1.5.4 Données sur les stratégies initiales de contrôle

str_cont(Var,Strl)

df: Var \longrightarrow Strl

Var = identificateur de la variable de contrôle;

Strl = vecteur de la stratégie de contrôle de la variable Var.

2.1.5.5 Données sur la valeur initiale du point de consigne sur les pertes de charge résiduelles

pcpdx(Pdc)

Pdc = point de consigne sur les pertes de charge résiduelles.

2.1.5.6 Données sur la valeur initiale du point de consigne sur les débits recirculés des eaux de lavage

pcrcx(Rc)

Rc = point de consigne sur les débits recirculés des eaux de lavage.

2.2 Données produites par la planification

Les données produites par la planification sont les données sur les stratégies optimales de contrôle. Ces données permettent de faire varier les points de consigne sur les pertes de charge résiduelles et la recirculation des eaux de lavage en amont des biofiltres.

2.2.1 Données sur les stratégies optimales de contrôle

$strcx(Var, T, Str)$

df: $Var, T \longrightarrow Str$

Var = identificateur du point de consigne;

T = temps du pas de simulation;

Str = valeur du point de consigne au temps T.

3. L'ANALYSE DES MODES DE COMPORTEMENT DU PROCÉDÉ

On considère deux type d'utilisation du programme pour l'analyse des modes de comportements du procédé: "EN DIFFÉRÉ" et "EN TEMPS RÉEL".

La première utilisation de type "EN DIFFÉRÉ" correspond à la situation où on aurait à notre disposition des mesures de concentration en MES et de débit en amont et en aval des biofiltres et des décanteurs, et l'on désirerait connaître le comportement de ces composantes pour différents contextes d'opération observés.

Pour ce type d'utilisation, il est clair que les observations notées dans les rapports journaliers des opérateurs doivent être prises en compte dans l'analyse des comportements du procédé. Le programme s'enquiert, lors de l'analyse, des observations qui ont été notées.

Les données produites par l'utilisation "EN DIFFÉRÉ" sont les données sur les modes de comportement du procédé. Ces modes de comportement doivent servir à générer les données sur les "écarts modèles" qui seront utilisées par les modules de détection et de diagnostic.

En fait, ce type d'utilisation du logiciel est nécessaire avant son implantation dans l'environnement de l'opérateur.

Le deuxième type d'utilisation du programme est "EN TEMPS RÉEL". Il correspond à la situation où le programme est placé dans l'environnement de l'opérateur. Les données sur les seuils des écarts pourront être étalonnées de façon à pouvoir utiliser les écarts modèles générés à l'aide des modes de comportement déterminés lors de son utilisation "EN DIFFÉRÉ".

3.1 Données requises pour l'analyse des modes de comportement

Les données suivantes sont requises à l'utilisation des activités d'analyse historique des modes de comportement du procédé:

- données sur les états mesurés;
- données sur les seuils des écarts mesurables;
- données sur les règles de diagnostic (écarts modèles).

3.1.1 Données sur les états mesurés

3.1.1.1 Données sur les états mesurés à l'affluent de l'usine

etatm_rs(H,J,M,A,Qrs,Mrs)

df: H,J,M,A → Qrs,Mrs

- H = heure d'acquisition des données;
- J = jour d'acquisition des données;
- M = mois d'acquisition des données;
- A = année d'acquisition des données;
- Qrs = débit à l'affluent de l'usine;
- Mrs = concentration en MES à l'affluent de l'usine.

3.1.1.2 Données sur les états mesurés aux décanteurs lamellaires

etatm_dp(H,J,M,A,Qpdp,Qrdp,Midp,Modp)

df: H,J,M,A → Qpdp,Qrdp,Midp,Modp

H = heure d'acquisition des données;

J = jour d'acquisition des données;

M = mois d'acquisition des données;

A = année d'acquisition des données;

Qpdp = débit à l'affluent des décanteurs lamellaires;

Qrdp = débit rejeté en aval des biofiltres;

Midp = concentration en MES à l'affluent des décanteurs lamellaires;

Modp = concentration en MES à l'effluent des décanteurs lamellaires.

3.1.1.3 Données sur les états mesurés aux décanteurs secondaires

etatm_ds(H,J,M,A,Qldp,Qrc,Qrj,Mrc)

df: H,J,M,A → Qldp,Qrc,Qrj,Mrc

H = heure d'acquisition des données;

J = jour d'acquisition des données;

M = mois d'acquisition des données;

A = année d'acquisition des données;

Qldp = débit des eaux de lavage rejeté en amont des décanteurs lamellaires;

Qrc = débit recirculé en amont des biofiltres;

Qrj = débit rejeté en aval des biofiltres;

Mrc = concentration en MES à l'effluent des décanteurs secondaires.

3.1.1.4 Données sur les états mesurés aux biofiltres

etatm_bm(H,J,M,A,Qpbi,Qrbi,Qlbi,Mibi,Mobi)

df: H,J,M,A → Qpbi,Qrbi,Qlbi,Mibi,Mobi

- H = heure d'acquisition des données;
- J = jour d'acquisition des données;
- M = mois d'acquisition des données;
- A = année d'acquisition des données;
- Qpbi = débit à l'affluent des biofiltres;
- Qrdp = débit rejeté en aval des biofiltres;
- Qlbi = débit résultant des eaux de lavages des biofiltres;
- Midp = concentration en MES à l'affluent des biofiltres;
- Modp = concentration en MES à l'effluent des biofiltres.

3.1.1.5 Données sur les états des pertes de charge aux biofiltres

etatm_pd(H,J,M,A,Id,Pd)

df: H,J,M,A → Id,Pd

- H = heure d'acquisition des données;
- J = jour d'acquisition des données;
- M = mois d'acquisition des données;
- A = année d'acquisition des données;
- Id = identificateur du biofiltre;
- Pd = valeur de la perte de charge.

3.1.2 Données sur les seuils des écarts mesurables

3.1.2.1 Données sur les seuils des écarts à l'affluent de l'usine

seuil_rs(SQrs,SMrs)

SQrs = seuil sur l'écart mesurable du débit à l'affluent de l'usine;

SMrs = seuil sur l'écart mesurable des concentrations en MES à l'affluent de l'usine.

3.1.2.2 Données sur les seuils des écarts aux décanteurs lamellaires

seuil_dp(SQdp,SQrdp,SMidp,SModp)

SQdp = seuil sur l'écart mesurable du débit à l'affluent des décanteurs lamellaires;

SQrdp = seuil sur l'écart mesurable du débit de rejet à l'affluent des décanteurs lamellaires;

SMidp = seuil sur l'écart mesurable des concentrations en MES à l'affluent des décanteurs lamellaires;

SModp = seuil sur l'écart mesurable des concentrations en MES à l'effluent des décanteurs lamellaires.

3.1.2.3 Données sur les seuils des écarts mesurables aux décanteurs secondaires

seuil_ds(SQldp,SQrc,SQrj,SMrc)

SQldp = seuil sur l'écart mesurable du débit des eaux de lavage recirculé à l'affluent des décanteurs lamellaires;

SQrc = seuil sur l'écart mesurable du débit à l'effluent des décanteurs secondaires recirculés en amont des biofiltres;

SQrj = seuil sur l'écart mesurable du débit à l'effluent des décanteurs secondaires rejetés à l'effluent de l'usine;

SMrc = seuil sur l'écart mesurable des concentrations en MES à l'effluent des décanteurs secondaires.

3.1.2.4 Données sur les seuils des écarts aux biofiltres

seuil_bm(SQpbi,SQrbi,SQLbi,SMibi,SMobi)

SQpbi = seuil sur l'écart mesurable du débit à l'affluent des biofiltres;

SQrbi = seuil sur l'écart mesurable du débit de rejet à l'affluent des biofiltres;

SQLbi = seuil sur l'écart mesurable du débit de rejet des eaux de lavage des biofiltres;

SMidp = seuil sur l'écart mesurable des concentrations en MES à l'affluent des biofiltres;

SModp = seuil sur l'écart mesurable des concentrations en MES à l'effluent des biofiltres.

3.1.2.5 Données sur les seuils des écarts du bilan des cycles de lavage et de filtration des biofiltres

seuil_bp(SNd,SNs,SNl,SNp,SNn,SNf)

SNd = seuil sur l'écart du nombre de biofiltres consignés au lavage;

SNs = seuil sur l'écart du nombre de biofiltres en attente d'un lavage;

SNl = seuil sur l'écart du nombre de biofiltres soumis à un lavage;

SNp = nombre de biofiltres propres;

SNn = seuil sur l'écart du nombre de nouveaux biofiltres en cycle de filtration;

SNf = seuil sur l'écart du nombre de biofiltres en cycle de filtration.

3.1.3 Données sur les règles de diagnostic (écarts modèles)

3.1.3.1 Données sur les écarts modèles à l'affluent de l'usine

ecarts_rs(Cat,Pert,ESQrs,ESMrs)

df: Cat,Pert \longrightarrow ESQrs,ESMrs

Cat = identificateur de la catégorie de perturbation;
 Pert = identificateur de l'intensité de la perturbation;
 ESQrs = écart modèle sur le débit à l'affluent de l'usine;
 ESMrs = écart modèle sur la concentration en MES à l'affluent de l'usine.

3.1.3.2 Données sur les écarts modèles aux décanteurs lamellaires

ecarts_dp(Cat,Pert,ESQdp,ESQrdp,ESMidp,ESModp)

df: Cat,Pert \longrightarrow ESQdp,ESQrdp,ESMidp,ESModp

Cat = identificateur de la catégorie de perturbation;
 Pert = identificateur de l'intensité de la perturbation;
 ESQdp = écart modèle sur le débit à l'affluent des décanteurs lamellaires;
 ESQrdp = écart modèle sur le débit rejeté en aval des biofiltres;
 ESMidp = écart modèle sur la concentration en MES à l'affluent des
 décanteurs lamellaires;
 ESModp = écart modèle sur la concentration en MES à l'effluent des
 décanteurs lamellaires.

3.1.3.3 Données sur les écarts modèles aux décanteurs secondaires

ecarts_ds(Cat,Pert,ESQldp,ESQrc,ESQrj,ESMrc)

df: Cat,Pert \longrightarrow ESQldp,ESQrc,ESQrj,ESMrc

- Cat = identificateur de la catégorie de perturbation;
- Pert = identificateur de l'intensité de la perturbation;
- ESQldp = écart modèle sur le débit des eaux de lavage rejeté en amont des décanteurs lamellaires;
- ESQrc = écart modèle sur le débit recirculé en amont des biofiltres;
- ESQrj = écart modèle sur le débit rejeté en aval des biofiltres;
- ESMrc = écart modèle sur la concentration en MES à l'effluent des décanteurs secondaires.

3.1.3.4 Données sur les écarts modèles aux biofiltres

ecarts_bm(Cat,Pert,ESQpbi,ESQrbi,ESQlbi,ESMibi,ESMobi)

df: Cat,Pert \longrightarrow ESQpbi,ESQrbi,ESQlbi,ESMibi,ESMobi

- Cat = identificateur de la catégorie de perturbation;
- Pert = identificateur de l'intensité de la perturbation;
- ESQpbi = écart modèle sur le débit à l'affluent des biofiltres;
- ESQrdp = écart modèle sur le débit rejeté en aval des biofiltres;
- ESQlbi = écart modèle sur le débit résultant des eaux de lavages des biofiltres;
- ESMidp = écart modèle sur la concentration en MES à l'affluent des biofiltres;
- EMSodp = écart modèle sur la concentration en MES à l'effluent des biofiltres.

3.1.3.5 Données sur les écarts modèles du bilan des cycles de lavage et de filtration des biofiltres

ecarts_bp(Cat,Pert,ESNd,ESNs,ESNI,ESNp,ESNn,ESNf)
 df: Cat,Pert \longrightarrow ESNd,ESNs,ESNI,ESNp,ESNn,ESNf

Cat = identificateur de la catégorie de perturbation;
 Pert = identificateur de l'intensité de la perturbation;
 ESNd = écart simulé sur le nombre de biofiltres consignés au lavage;
 ESNs = écart simulé sur le nombre de biofiltres en attente d'un lavage;
 ESNI = écart simulé sur le nombre de biofiltres soumis à un lavage;
 ESNp = écart simulé sur le nombre de biofiltres propres;
 ESNn = écart simulé sur le nombre de nouveaux biofiltres en cycle de filtration;
 ESNf = écart simulé sur le nombre de biofiltres en cycle de filtration.

3.1.3.6 Données sur les écarts observables

ecarto_op(Cat,Pert,Vecteur des écarts observables)
 df: Cat,Pert \longrightarrow Vecteur des écarts observables

Cat = identificateur de la catégorie de perturbation;
 Pert = identificateur de l'intensité de la perturbation;
 Vecteur des écarts observables.

3.2 Données produites de l'analyse des modes de comportement

Les données produites par l'analyse historique permettent la mise à jour des données sur les modes de comportement du procédé. Ces données sont utilisées pour ajuster périodiquement les données sur les règles de diagnostic. Elles sont utilisées également dans l'élaboration des stratégies optimales de contrôle.

3.2.1 Données sur les modes de comportement du procédé

ctxt_hist(Par,Hf,Jf,Mf,Af,C1,C2,C3,C4,C5,C6,C7,C8,C9,C10,C11,Intm,Ph)

df: Hf,Jf,Mf,Af,Intm → C1,C2,C3,C4,C5,C6,C7,C8,C9,C10,C11

df: Hf,Jf,Mf,Af,Intm → Ph

Par = identificateur du paramètre;

Hf = heure du changement de conditions d'opération;

Jf = jour du changement de conditions d'opération;

Mf = mois du changement de conditions d'opération;

Af = année du changement de conditions d'opération;

Intm = durée de ce contexte d'opération;

Ci = condition d'opération de la catégorie i;

Ph = valeur du paramètre durant ce contexte d'opération.